

TEXTE

29/2017

Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis mithilfe von Fernerkundungsdaten

Endbericht

TEXTE 29/2017

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3713 12 101
UBA-FB 002498

Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis mithilfe von Fernerkundungsdaten

von

Osama Mustafa, Jan Esefeld, Hannes Grämer, Jakob Maercker, Marie-Charlott
Rümmler, Martin Senf, Christian Pfeifer
ThINK - Thüringer Institut für Nachhaltigkeit und Klimaschutz

Hans-Ulrich Peter
AG Polar- & Ornitho-Ökologie, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

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

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

THINK - Thüringer Institut für Nachhaltigkeit und Klimaschutz
Leutragraben 1
07743 Jena

Abschlussdatum:

März 2017

Redaktion:

Fachgebiet II 2.8 Schutz der Arktis und Antarktis
Fritz Hertel

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, Mai 2017

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3713 12 101 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Vor dem Hintergrund der bereits punktuell beobachteten Bestandsveränderungen und Verschiebungen von Pinguinbrutplätzen im Zusammenhang mit dem globalen Klimawandel und der unterschiedlichen Verfügbarkeit von Nahrung erscheint ein möglichst flächendeckendes Monitoring der antarktischen Pinguine sinnvoll. Der vorliegende Bericht soll hierzu einen methodischen Beitrag leisten. Aufgrund der sehr großen Zahl von Kolonien und der in der Regel schwierigen Zugänglichkeit können Vor-Ort-Zählungen in Bezug auf die Größe der Brutpopulation stets nur Stichprobencharakter besitzen. Außerdem ist davon auszugehen, dass es eine nicht unbeträchtliche Anzahl bisher unbekannter Kolonien gibt. Ein weitestgehend umfassendes Monitoring erscheint daher nur auf der Basis von Fernerkundungsdaten möglich.

Um möglichst alle Pinguinkolonien der Antarktis detektieren zu können, werden Satellitendaten benötigt, die aufgrund der enormen Datenmengen sehr günstig zu akquirieren sind und zum anderen auch flächendeckend vorliegen. In dieser Untersuchung stellten sich die erst seit 2013 verfügbaren Landsat 8-Daten als die geeignetsten für diese Aufgabe heraus. Diese haben im Gegensatz zu dem Vorgänger Landsat 7, der seit Mai 2003 einen Fehler am sogenannten Scan-Line-Corrector aufweist, den großen Vorteil, dass die komplette Aufnahme ausgewertet werden kann, was eine höhere zeitliche Abdeckung der antarktischen Küstengebiete erlaubt. Wenn hingegen die Größe der Kolonien genau bestimmt und kleinräumige Veränderungen detektiert werden sollen, werden Satellitendaten benötigt, die eine sehr hohe räumliche und zeitliche Auflösung haben. In einem solchen Fall haben sich hochaufgelöste, multispektrale Satellitendaten mit Bodenaufösungen von unter 60 cm als am geeignetsten erwiesen. Erstmals wurden auch die hochaufgelösten VNIR-Daten des Worldview 3-Satelliten erfolgreich getestet.

Zur Durchführung der Analysen wurden 12 hochaufgelöste und über 50 mittelaufgelöste multispektrale Satellitenaufnahmen der Testgebiete beschafft. Insbesondere gelang es trotz der häufigen Bewölkung in der Saison 2014/15 vier und in der Saison 2015/16 drei hochaufgelöste weitgehend wolkenfreie Aufnahmen von Ardley Island für intrasaisonale Untersuchungen zu akquirieren.

Mit Hilfe dieser Daten wurde eine Reihe von Methoden auf ihre Eignung zur Detektion von hoch- und mittelaufgelösten Satellitenaufnahmen hin überprüft. Als schwierig stellte sich die Klassifikation des Guanos in den hochaufgelösten Aufnahmen heraus. Besonders der dunkel erscheinende Guano konnte kaum mit den getesteten Methoden detektiert werden. Im Gegensatz dazu ließ sich der hellere, orange-rötlichen Guano gut klassifizieren. Prinzipiell zeigte sich, dass die Klassifikationen bei der eher kontinental gelegen Cape Bird-Kolonie genauer waren als bei Adélie Land, was auf die relativ großen Flächen dunklen Guanos und der großen Variabilität der Geomorphologie und Vegetation auf Ardley Island zurückzuführen ist. Bei den untersuchten Methoden zeigte sich, dass die Maximum-Likelihood- und die ACE-Klassifikation die besten Ergebnisse für die Detektion von Guano in hochaufgelösten Aufnahmen lieferten. Beim Vergleich der Satellitenaufnahmen mit den Bodenkartierungen wurde auch festgestellt, dass es auf Ardley Island nicht möglich ist, alle Nestgruppen in Satellitenaufnahmen zu identifizieren, auch nicht manuell. Gute Ergebnisse wurden mit der ACE- und SAM-Klassifizierung bei den mittelaufgelösten Landsat 8-Aufnahmen der kontinentalen und maritimen Antarktis erreicht. Beiden Methoden scheinen für eine automatisierte Klassifizierung der gesamten Antarktis geeignet. Das eine automatische Detektion von Adéliepinguinkolonien der kontinentalen und auch der maritimen Antarktis mit

Landsat 7-Aufnahmen möglich ist, wurde bereits von Schwaller et al. (2013b) und Lynch & Schwaller (2014) eindrucksvoll bewiesen.

Um die Aussagekraft bzw. die Genauigkeit der aus den Satellitenbildern gewonnenen Informationen beurteilen zu können, werden möglichst genaue Bodenkontrolldaten benötigt. Vier verschiedene Methoden zur Schaffung solcher Referenzdaten wurden in diesem Projekt untersucht und miteinander verglichen. Die Panoramafotografie ist die schnellste Methode, liefert aber nur relativ ungenaue Ergebnisse, ähnlich wie die GPS-basierte Teilkartierung. Mit der GPS-basierten Vollkartierung erfolgt hingegen die genaueste Bestimmung der Brutpaarzahlen aller untersuchten Methoden. Diese benötigt aber auch die meiste Zeit und hat den Nachteil, dass die brütenden Pinguine am stärksten gestört werden. Einen Mittelweg bietet die Kartierung mit sehr hochauflösten UAV-Orthophotomosaiken, mit der in kurzer Zeit große Gebiete untersucht werden können. Es wurde gezeigt, dass RGB-Orthophotomosaiken am geeignetsten sind um die Brutpaare zu identifizieren, während sich NIR-Orthophotomosaiken besonders für die Detektion des Guanos und der Vegetation eignen. Thermalinfrarot-Orthophotomosaiken haben ein großes Potenzial bei der Identifizierung von Pinguinen, wenn diese sich auf oder neben einem Nest befinden. Die Methode ist aufgrund der geringen Auflösung der Thermalsensoren jedoch noch nicht praxistauglich. Erstmals fand eine detaillierte Untersuchung des Störungspotenzials der UAV-gestützten Kartierung statt. Das Ergebnis zeigt, dass Überflughöhen von mehr als 50 m über Grund (entspricht der minimalen Flughöhe der UAV-Kartierungsflüge) nur geringe Verhaltensreaktionen der Pinguine im Vergleich zu niedrigeren Flughöhen hervorrufen.

Weiterhin wurde untersucht, ob es Unterschiede bei der Guanofärbung einer Kolonie im Saisonverlauf oder zwischen den einzelnen Arten gibt, die mittels fernerkundlichen Methoden erkannt werden können. Die Ergebnisse der Versuche mit Munsell-Farbtafeln, Fotografien am Boden sowie UAV- und Satellitenaufnahmen aus zwei Saisons zeigen, dass sich die Probestellen mit den Adéliepinguinen am Anfang der Saison von denen mit den Eselspinguinen unterscheiden. Der Unterschied äußert sich darin, dass zu Beginn der Brutsaison der relative Rot- und Grünanteil des Guanos sehr nahe beieinander liegt, das heißt die Guanofarbe erscheint grünlich. In der restlichen Saison hingegen dominiert bei allen Arten der Rotanteil. Aufgrund dieses Farbunterschiedes war es möglich, in einer hochauflösten Satellitenaufnahme die Adéliepinguinnestgruppen von den Eselspinguinnestgruppen zu unterscheiden.

Neben der Guanofarbe wurde auch der Habitus sowie die Brutbiologie und -phänologie der Pinguine als mögliches Unterscheidungsmerkmal zwischen den *Pygoscelis*-Arten mit Hilfe der Fernerkundungsdaten untersucht. So ist es in UAV-Aufnahmen mit Bodenauflösungen von mindestens 1 cm unter optimalen Aufnahmebedingungen möglich, die Küken der drei Arten voneinander zu unterscheiden. Bei den Adulten hingegen konnte als einziges zuverlässiges Bestimmungsmerkmal der sanduhrförmige weiße Fleck auf dem Scheitel von Eselspinguinen ausgemacht werden, aber nur bei aufrecht gehaltenem Kopf. Auch anhand der unterschiedlichen Brutbiologie konnten Zügelpinguinnestgruppen mit noch brütenden Adulten von Eselspinguinnestgruppen mit bereits geschlüpften Küken mit Hilfe eines UAV-Orthophotomosaiks von Narebski Point zweifelsfrei voneinander unterschieden werden.

Auch die intrasaisonale Variation in der Koloniausdehnung und -besetzung wurde ausführlich anhand von GPS-basierten Teilkartierungen und der Brutphänologie auf Ardley Island untersucht. So zeigte sich, dass die Größe der Nestgruppenflächen über den Untersuchungszeitraum (Anfang Dezember bis Anfang Januar) weitestgehend konstant blieb, im Gegenzug die Anzahl der Nester und somit auch die Dichte der Nestgruppen aber stark

abnahm. Auch wurde beobachtet, dass Nestgruppen mit 1-10 Nestern am deutlichsten innerhalb des Untersuchungszeitraumes vom Rückgang betroffen waren, was möglicherweise an deren Kolonierandlage und dem damit einher gehenden größeren Prädationsdruck liegt. Die Untersuchungen von Cape Bird mit Landsat 8-Aufnahmen ergaben, dass dort keine intrasaisonalen Veränderungen in der Kolonieausdehnung festgestellt werden konnten. Lediglich die Wahrscheinlichkeit, dass die Kolonie mit Schnee bedeckt ist und somit nur teilweise oder nicht detektiert werden kann, steigt am Anfang und am Ende der Saison. Mit hochaufgelösten Satellitenaufnahmen konnte bei Ardley Island hingegen eine deutliche intrasaisonale Variation der Guanoflächen festgestellt werden. So nimmt die Guanofläche der Kolonie zum Saisonende hin stark zu, bis sie unter dem Einfluss von nachlassenden Guanoeintrag bei weiterhin vorhandener Erosion wieder abnimmt. Eine weitere Analyse zeigte, dass eine Korrelation ($R^2 = 0,84$) zwischen dem Aufnahmezeitpunkt der Satellitenaufnahme und der durchschnittlichen Nestdichte der guanobedeckten Flächen besteht.

Die Detektierbarkeit intersaisonaler Variationen in der Kolonieausdehnung und -besetzung wurde mit hoch- und mittelaufgelösten Satellitenaufnahmen anhand der Kolonien von Ardley Island und Cape Bird untersucht. Für Ardley Island konnte kein Zusammenhang ($R^2 = 0,05$) zwischen der Anzahl der Nester und der mit Hilfe der Bodenkartierung ermittelten Nestgruppenfläche festgestellt werden. Ähnliches zeigte sich für die Adéliepinguinkolonie Cape Bird Nord anhand hoch- und mittelaufgelösten Satellitenaufnahmen. Weiterhin konnten mit Landsat-Aufnahmen keine Veränderungen der Brutpaarzahlen anhand der Guanofläche detektiert werden, selbst dann nicht, wenn sich die Brutpaarzahlen mehr als verdreifachten. Dies ergaben Analysen an der Kolonie Cape Bird Nord im Zeitraum zwischen 1985 und 2016. Die Ursache dafür liegt wahrscheinlich in der Dichteänderung innerhalb der Nestgruppen.

Abstract

In the context of the already observed population changes at specific time intervals and the shift in penguin breeding sites because of global warming and the fluctuations in availability of food, full-scale monitoring of Antarctic penguins seems reasonable. This report should contribute to choosing among the possible methods. Given the large number of colonies and their general inaccessibility, on-site counts can only sample bits of the breeding population. It can also be assumed that there is a considerable number of currently unidentified colonies. An extensive and comprehensive monitoring thus seems only possible based on remote sensing data.

To be able to detect preferably all the penguin colonies in Antarctica, satellite data will be required, which should be relatively cheap to acquire given the enormous quantities of data needed, and coverage of the entire region is available. In this study, the Landsat 8 data, available since 2013, appeared to be most suitable for this purpose. In contrast to its predecessor, Landsat 7, which has had an error in its scan-line corrector since May 2003, it has the advantage that the complete image can be evaluated, which allows a higher temporal coverage of the entire Antarctic coastline. If the intention is to measure precisely the size of the colonies and detect small-scale changes, satellite data are required, as they have a high spatial and temporal resolution. In such cases, high-resolution, multi-spectral satellite data with ground resolutions of less than 0.6 m have proven to be the most suitable option. First of all, the high-resolution VNIR data from Worldview 3 satellites were also successfully tested.

For the analysis, 12 high-resolution and over 50 medium-resolution, multi-spectral satellite images of the test region were obtained to investigate intra- and interseasonal variations. We were able to acquire four high-resolution, practically cloud-free images of Ardley Island in the 2014/15 season and three in the 2015/16 season despite frequent cloud cover.

Using these data, a series of methods was tested for their capacity to detect details on high- and medium-resolution satellite images. The most difficult task proved to be classifying guano on the high-resolution images. Dark-appearing guano could hardly be detected with the methods tested. In contrast, the bright orange-reddish guano was easy to spot. This demonstrates in general that the classification conducted on the continentally located Cape Bird colony was more precise than that on Ardley Island, which could be ascribed to the relatively large areas of dark guano and the great variability in geomorphology and vegetation on Ardley Island. The tested methods revealed that the maximum likelihood and ACE classifications produced the best results for the detection of guano on high-resolution images. By comparing satellite images to the ground surveys, it became evident that it is not possible to identify all nest groups on Ardley Island from satellite images, not even manually. Good results were obtained with the ACE and SAM classifications using medium-resolution Landsat 8 images of continental and maritime Antarctica. Both methods seem suitable for an automated classification of the whole of Antarctica. Schwaller et al. (2013b) and Lynch & Schwaller (2014) have already impressively demonstrated that an automated detection of Adélie penguin colonies on continental and maritime Antarctica is possible with Landsat 7 images.

To be able to evaluate the validity and the precision of information obtained from the satellite images, precise control data from the ground are required. Four different methods to obtain such reference data were investigated in this project and compared to one another. Panorama photography is the fastest method, but provides relatively imprecise results, just like GPS-based partial surveying. GPS-based full surveying produced the most accurate count of breeding pairs of all of the methods tried. It demands the greatest time investment, however, and has the disadvantage that it disturbs the breeding penguins the most. An intermediate option is provided by surveying with very high-resolution UAV orthomosaics, which can survey large areas in a short period of time. RGB orthomosaics were found to be most suitable for identifying breeding pairs, while NIR orthomosaics were the best for detecting guano and vegetation. Thermal infrared orthomosaics have a great potential for identifying penguins on or next to a nest. However, the method is not practical given the low resolution of thermal sensors. We started with a detailed examination of the potential of UAV-supported surveying to disturb the birds. Results showed that flyovers conducted more than 50 m above the ground (corresponding to the minimum flight altitude for UAV survey flights) triggered mild reactions compared to the behaviour of penguins in response to lower flying heights.

Furthermore, we investigated whether the guano coloration of a colony varied over the course of a season or whether there were differences between species which could be recognised with remote sensing methods. The results of tests with Munsell colour charts, photography on site and UAV and satellite images from two seasons revealed that the test areas with Adélie penguins could be distinguished from the gentoo penguin areas at the beginning of one season. The distinction consisted of the relative red and green components of guano being close together at the start of the breeding season, so the guano appeared greenish. In the rest of the season, the red component predominated for all species. Given this colour difference, it was possible to distinguish the Adélie penguin nest groups from the gentoo penguin ones on high-resolution satellite images.

Along with guano coloration, the habitus as well as the breeding biology and phenology of penguins was explored as a possible distinguishing characteristic between *Pygoscelis* species using remote sensing data. It is possible to distinguish the chicks of the three species on UAV images with a ground resolution of at least 10 mm under optimal recording conditions. With adults, however, the only reliable characteristic detectable was the hourglass-shaped white patch on the top of gentoo penguins' heads, and even that only when the head is held upright. Differences in the breeding biology allowed chinstrap penguin nest groups (adults still breeding) to be distinguished clearly from gentoo penguin nest groups (chicks already hatched) using an UAV orthomosaic of Narebski Point.

The intraseasonal variation in colony expansion and occupation was also extensively investigated with GPS-based partial surveying of the nest groups and the breeding phenology on Ardley Island. Results showed that the size of nest group areas remained extremely constant over the period examined (beginning of December to beginning of January), in contrast to the number of nests and thus the density of the nest groups, which decreased greatly. It was also observed that nest groups with 1-10 nests declined most clearly in the period investigated, which could possibly be ascribed to their location on the colony periphery and thus the entailing greater predation pressure. The investigation of Cape Bird with Landsat 8 images revealed that no intraseasonal variations in colony expansion could be determined there. The likelihood that the colony is covered with snow, and thus allowing only partial or no detection, increases at the beginning and end of the season. However, high-resolution satellite images revealed clear confirmation of intraseasonal variation of the guano-covered areas on Ardley Island. The guano-covered areas of the colony increase radically at the end of the season until they decrease again under the influence of diminishing guano deposits and the constant presence of erosion. Further analysis showed that a correlation ($R^2 = 0.84$) exists between the time at which the satellite image was taken and the mean nest density of the guano-covered areas.

The detectability of interseasonal variations in colony expansion and occupation were investigated with high- and medium-resolution satellite images of colonies on Ardley Island and Cape Bird. For Ardley Island, no correlation was found ($R^2 = 0.05$) between the number of nests and the nest group area determined from ground surveys. A similar result was noted for the Adélie penguin colony Cape Bird North according to high- and medium-resolution satellite images. Furthermore, Landsat images could not detect any changes in the number of breeding pairs from the guano-covered area data, not even when the number of breeding pairs more than tripled. This was the outcome of analyses of the Cape Bird North colony in the period between 1985 and 2016. The cause is probably the change in density within the nest groups.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	12
Tabellenverzeichnis.....	19
Abkürzungen	22
1 Zusammenfassung	24
2 Summary	39
3 Einführung.....	53
4 Testgebiete.....	56
4.1 Ardley Island	56
4.2 Withem Island	58
4.3 Narebski Point.....	59
4.4 Cape Bird	61
5 Geeignete Plattformen für ein satellitenbasiertes Monitoring	63
5.1 Prüfung geeigneter Satellitenplattformen	63
5.1.1 Mittelauflösende Sensoren – Landsat 8	63
5.1.2 Hochoflösende Sensoren	65
5.1.3 Hyperspektraldaten.....	65
5.2 Anschaffung geeigneter Satellitenbildern.....	67
5.2.1 Hochoflösende Satelliten.....	67
5.2.2 Mittelauflösende Satelliten.....	68
6 Erprobung und Weiterentwicklung verschiedener Methoden zur Analyse von Satellitenbildern.....	70
6.1 Untersuchte Klassifikationsarten	70
6.1.1 Clusteranalyse (CA).....	70
6.1.2 Decision Tree (DT)	70
6.1.3 Neuronale Netzwerke (NN)	71
6.1.4 Spectral-Angle-Mapper-Klassifizierung (SAM)	71
6.1.5 Adaptive-Coherence-Estimator-Klassifizierung (ACE).....	72
6.2 Hochoflösende Satelliten	72
6.2.1 Guanoklassen	73
6.2.2 Maritime Antarktis - Ardley Island.....	74
6.2.3 Kontinentale Antarktis – Cape Bird	77
6.3 Landsat 8.....	79
6.3.1 Kontinentale Antarktis – Cape Bird	80

6.3.2	Maritime Antarktis - Brown Bluff und Hope Bay	82
6.4	Fazit	83
7	Terrestrische Zählmethoden.....	85
7.1	Panoramafotografie	85
7.2	GPS-basierte Vollkartierung.....	88
7.3	GPS-basierte Teilkartierung	91
7.3.1	Bestimmung der Brutpaardichte am Boden.....	91
7.4	UAV-Orthophotomosaik.....	94
7.4.1	RGB-Orthophotomosaike	96
7.4.2	UV- und NIR-Orthophotomosaike.....	100
7.4.3	Thermalinfrarot-Orthophotomosaike.....	102
7.4.4	Störungsexperimente.....	109
7.5	Vergleich der Methoden.....	119
7.5.1	Qualität.....	119
7.5.2	Zeitbedarf	119
7.5.3	Störungspotenzial.....	120
7.5.4	Witterungsanfälligkeit.....	120
7.5.5	Kosten	121
7.5.6	Fazit.....	121
8	Klassifizierung von Farbunterschieden des Pinguinguanos.....	123
8.1	Methoden.....	124
8.1.1	Munsell-Farbtafeln.....	124
8.1.2	Fotografien am Boden	125
8.1.3	UAV-Aufnahmen.....	127
8.1.4	Satellitenaufnahmen.....	127
8.2	Ergebnisse.....	128
8.3	Fazit	131
9	Möglichkeiten der Artunterscheidung.....	132
9.1	Artunterscheidung anhand des Habitus.....	132
9.1.1	Adulte	132
9.1.2	Küken.....	133
9.1.3	Nestabstand und -gruppierung.....	134
9.2	Brutbiologie und -phänologie der Pinguine	135
9.3	Guanofarbe aus Satellitenaufnahmen.....	137

10	Automatisierung der satellitengestützten Detektion von Pinguinkolonien.....	139
10.1	Datenvorprozessierung von Landsataufnahmen für die automatisierte Auswertung	139
10.2	Automatische Detektion von Adéliepinguinkolonien der kontinentalen Antarktis mit Landsat 7.....	140
10.3	Automatische Detektion von Adéliepinguinkolonien der ganzen Antarktis mit Landsat 7.....	141
10.4	Manuelle Detektion und Abundanzbestimmung von Adéliepinguinkolonien mit hochaufgelösten Satellitendaten	142
10.5	Zusammenfassung.....	142
11	Untersuchung intrasaisonaler Variationen in der Kolonieausdehnung und -besetzung und deren Detektierbarkeit	143
11.1	GPS-basierte Teilkartierung auf Ardley Island	143
11.2	Brutphänologie der Pinguine auf Ardley Island.....	145
11.2.1	Methode.....	145
11.2.2	Ergebnisse.....	146
11.3	Landsat 8.....	149
11.4	Hochauflösende Satelliten	151
11.5	Gegenüberstellung der Brutphänologie mit der Guanofläche aus Satellitenaufnahmen	154
12	Untersuchung intersaisonaler Variationen in der Kolonieausdehnung und -besetzung und deren Detektierbarkeit	157
12.1	Hochauflösende Satelliten	157
12.1.1	Ardley Island	157
12.1.2	Cape Bird.....	158
12.2	Landsat.....	158
13	Ausblick.....	160
14	Quellenverzeichnis.....	162
15	Danksagung.....	170

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Lage der Testgebiete.....	56
Abbildung 2:	Veränderung der räumlichen Ausdehnung der Pinguinnestgruppen auf Ardley Island während fünf verschiedener Saisons zwischen 1989 und 2006.....	57
Abbildung 3:	Brutpaarzahlen von Adélie-, Zügel- und Eselspinguinen auf Ardley Island	58
Abbildung 4:	Zügelpinguinnestgruppen auf Withem Island (UAV-Orthophotomosaik vom 29.12.2013)	59
Abbildung 5:	Entwicklung der Zahl der Brutpaare von Zügel- (links) und Eselspinguinen (rechts) in der Kolonie Narebski Point	60
Abbildung 6:	Verteilung der Kolonien von Eselspinguinen (<i>P. papua</i>) und Zügelpinguinen (<i>P. antarctica</i>) auf Narebski Point, erstellt auf Basis einer UAV-Befliegung vom 03.01.2014.....	61
Abbildung 7:	Brutpaarzahlen von Adéliepinguinen auf Cape Bird Nord	62
Abbildung 8:	Lage der Adéliepinguinkolonien auf Cape Bird.....	62
Abbildung 9:	Vergleich der Spektralkanäle von Landsat 7 mit dem ETM+-Sensor (untere Reihe) und Landsat 8 mit dem OLI- und TIRS-Sensor (obere Reihe).....	64
Abbildung 10:	Vergleich der Spektralkanäle von Landsat 8, Worldview 2 und Worldview 3.....	65
Abbildung 11:	Gegenüberstellung der spektralen Signatur des Guanos von Untersuchungsgebiet 1 (oben) und 2 (unten).....	67
Abbildung 12:	Beispiel eines einfachen Entscheidungsbaumes mit vier Ergebnisklassen im Bildanalyseprogramm ENVI. Mit Hilfe des NDVI und des roten Kanals können bspw. Meer, Vegetation und Schnee vom Guano und Felsen separiert werden.....	71
Abbildung 13:	Das für die Klassifikationen verwendete Spektralprofil von hellem und dunklem Guano von zwei Gebieten auf Ardley Island.....	73
Abbildung 14:	Die für die Klassifikationen verwendeten Spektralprofile von hellem (mit und ohne Nestgruppen) sowie dunklem Guano auf Cape Bird.....	74
Abbildung 15:	Vergleich der manuelle Delinierung des Guanos (grün) und der GPS-Kartierung (rot) auf Basis eines Ausschnittes einer Worldview 3-Aufnahme von Nordost Ardley Island. Aufnahmezeitpunkt und GPS Kartierung erfolgten jeweils am 30.11.2014.....	75
Abbildung 16:	Gegenüberstellung der Klassifikationsergebnisse eines Ausschnittes von Nordost-Ardley Island in einer Worldview 3-Aufnahme vom 30.11.2014. Alle Klassifikationen basieren auf den gleichen Trainingsgebieten	77

Abbildung 17:	Gegenüberstellung der Klassifikationsergebnisse für die Kolonie Cape Bird Nord in einer Worldview 2-Aufnahme vom 06.01.21014. Alle Klassifikationen basieren auf den gleichen Trainingsgebieten	79
Abbildung 18:	Übersichtskarte zeigt die Lage der verwendeten Landsat 8-Aufnahme vom 29. 12.2015 und den darauf erkennbaren Kolonien	80
Abbildung 19:	Für die Klassifizierung von SAM und ACE verwendetes Spektralprofil des Guanos aus Cape Bird Nord, die auch Anwendung bei der Klassifikation von Brown Bluff und Hope Bay fand	81
Abbildung 20:	Gegenüberstellung der Klassifikationsergebnisse von Cape Bird (oben) und Beaufort-Insel (unten) in einer Landsat 8-Aufnahme vom 29.12.2015. Alle Klassifikationen basieren auf dem gleichen Trainingsgebiet.....	82
Abbildung 21:	Gegenüberstellung der Klassifikationsergebnisse von Brown Bluff in einer Landsat 8-Aufnahme vom 29.12.2015. Alle Klassifikationen basieren auf dem gleichen Trainingsgebiet von Cape Bird.....	83
Abbildung 22:	Übersichtsbilder der ausgewerteten Panoramen - von oben nach unten: Ardley Island (Eselspinguinnester), Withem Island (Zügelpinguinnester), Narebski Point (Zügelpinguinnester)	86
Abbildung 23:	Blickfeld (rot gestreift) eines 180 ° Panoramas von Ardley Island mit den im Panorama sichtbaren Referenznestern, erstellt mit einer Viewshed-Analyse.....	87
Abbildung 24:	Detailausschnitte aus den Panoramen für gut erkennbare Zügelpinguinnester bei Narebski Point (A) und Eselspinguine auf Ardley Island (B) sowie von Withem Island mit sich überdeckenden Zügelpinguinen (C) und weit entfernten Zügelpinguinnestgruppen (ab 70 m; D).....	88
Abbildung 25:	Kartierung der Pinguinkolonie Ardley Island im Dezember 2013	90
Abbildung 26:	Kartierung der Pinguinkolonie Ardley Island im Dezember 2014	90
Abbildung 27:	Kartierung der Pinguinkolonie Ardley Island im Dezember 2015	91
Abbildung 28:	Dichte (Nester / m ²) aller Eselspinguin-Nestgruppen berechnet aus der GPS-Kartierung der Saison 2013/14 von Ardley Island. Es zeigt sich, dass die Dichte der Nestgruppen in der Kolonie deutlich schwankt (Minimum = 0,2; Maximum = 2,2; Mittelwert = 0,5; Standardabweichung 0,2).....	92
Abbildung 29:	Minimum und Maximum der Eselspinguin-Brutpaaranzahl für die Kolonie Ardley berechnet aus 310 Zufallsstichproben in	

	Abhängigkeit zu der Anzahl der gewählten Nestgruppen. Zu erkennen ist, in welchem Maße die Streuung der Brutpaare mit zunehmender Größe der Stichprobe von Nestgruppen abnimmt	93
Abbildung 30:	Maximaler prozentualer Abweichung bei der Bestimmung der Gesamtbrutpaare (Eselspinguin) in Abhängigkeit zur Nestgruppenanzahl für die Kolonie Ardley Island in der Saison 2013/14.....	94
Abbildung 31:	Zum Einsatz kommt das UAV MK ARF Okto XL von HiSystems mit der Sony A6000 und der Thermalkamera am Träger	95
Abbildung 32:	Beispiel einer Flugplanung für eine Kartierung im Ostteil von Ardley Island, an jedem Wegpunkt (orange) wird automatisch eine Aufnahme ausgelöst, die Flugzeit lag hier bei 12 min.....	95
Abbildung 33:	UAV-Orthophotomosaik (1 cm Bodenauflösung) von Ardley Island vom 30.12.2015	96
Abbildung 34:	UAV-Orthophotomosaik (2,5 cm Bodenauflösung) von Withem Island (links) und dessen kleinere Nachbarinseln (rechts) vom 29.12.2013.....	97
Abbildung 35:	UAV-Orthophotomosaik (1,5 cm Bodenauflösung) von Narebski Point vom 03.01. und 04.01.2014	97
Abbildung 36:	Beispiel für Pinguinnestgruppen aus den UAV-Luftbildern; gut erkennbare Nestgruppen von Eselspinguinen auf Ardley Island (A), schwierig erkennbare Eselspinguinnestgruppen auf Narebski Point (B), gut erkennbare Nestgruppen von Zügelpinguinen auf Withem Island (C), sternförmige Muster des Guanos um die Nester von Eselspinguinen auf Ardley (D).....	99
Abbildung 37:	Transmissionskurven (spektrale Durchlässigkeit) der verwendeten Filter für UV (links) und NIR (rechts)	101
Abbildung 38:	Detailausschnitt aus einem UAV-Mosaik von Ardley Island mit 3 cm Bodenauflösung zeigt eine Eselspinguinnestgruppe am 08.01.2015 im UV mit ISO 2500, im NIR mit ISO 250 und zum Vergleich im RGB-Modus mit ISO 100.....	102
Abbildung 39:	Thermale Nahaufnahme eines brütenden Pinguins aus ca. 2 m Höhe; der direkte Randbereich des Nestes ist deutlich kühler als der sonstige mit guanobedeckte Bereich. Das Temperaturmittel von Area 1 (weißes Rechteck) beträgt 28,06 °C.....	102
Abbildung 40:	Thermalbefliegung (links) und RGB-Bild (rechts) derselben Nestgruppe an Narebski Point, Signatur der Nester zeichnet sich im kühleren guanobedeckten Bereich ab. Die Differenzierung zwischen Nestern (grün) und Pinguinen (blau) erscheint im markierten Bereich (Kreis) möglich.....	103
Abbildung 41:	Zeitlich parallele thermale und RGB-Aufnahme aus ca. 20 m über Grund; Temperaturprofil entlang roter Linie zeigt Temperaturminima der ringförmigen Guanoablagerungen direkt	

	neben dem Temperaturmaxima der Pinguine (markiert durch schwarze Kreise).....	104
Abbildung 42:	Zeitlich parallele thermale und visuelle Aufnahme aus ca. 20 m über Grund; Temperaturprofil entlang roter Linie zeigt kein einheitliches Temperaturmuster der zwei nicht auf einem Nest stehenden Pinguine	104
Abbildung 43:	Mosaik aus 307 thermalen Einzelbildern, Flughöhe 50 m, Aufnahmedatum: 30.12.2104, Nordost-Ardley Island (oben); Detailansicht schwarzer Rahmen im oberen Bild (unten links); gleichzeitige RGB-Aufnahme (unten rechts).....	105
Abbildung 44:	Vergleich einer Pinguinzählung anhand zweier zeitlich parallel aufgenommener visueller und thermaler Aufnahmen (beides Ausschnitte aus Mosaiken), Flughöhe 50 m, Aufnahmedatum: 30.12.2014, Nordost-Ardley; rote umrandete Flächen = Bodenkartierung mittels GPS.....	107
Abbildung 45:	Verifizierung RGB-Bild durch Thermalbild; schwarzer Kreis um einen Stein	108
Abbildung 46:	Thermalaufnahmen in unterschiedlichen Aufnahmehöhen (25 m oben links, 50 m oben rechts, 75 m unten links, 100 m unten rechts) am Beispiel Ardley Island; der schwarze Pfeil zeigt auf einen Pinguin außerhalb des mit guanobedeckten Bereichs.....	109
Abbildung 47:	Lage der vier untersuchten Brutgruppen im Untersuchungsgebiet auf Ardley Island; A1/2: Adéliepinguin, E1/2: Eselspinguin.....	110
Abbildung 48:	Bei den Untersuchungen angewendete Flugschemen - links: horizontaler Modus, rechts: vertikaler Modus.....	113
Abbildung 49:	Ergebnisse der Störungsflüge bei Eselspinguinen (horizontale Flüge links, vertikale Flüge rechts). Gezeigt wird der prozentuale Anteil der untersuchten Tiere mit Störung anzeigendem Verhalten bei einer bestimmten Flughöhe des Oktokopters, sowie während der Kontrollphase (control) und in der Phase zwischen Start und Erreichen des ersten Wegpunktes (transfer)	116
Abbildung 50:	Vergleich der Störungslevel bei Esels- (rot) und Adéliepinguinen (grau) während der horizontalen Überflüge	117
Abbildung 51:	Schema der Guanofarbbestimmung mittels Farbkarten (links) und Beispielbild der Schablone (rechts). Innerhalb eines 30 x 30cm Quadrats gab es 16 Aufnahmepunkte (Sterne) mit je 6 cm Abstand.....	124
Abbildung 52:	Beispielhafter Saisonverlauf der aus Munsell-Werten umgerechneten und aus den Digitalfotos ausgelesenen absoluten RGB-Werten (links) im Vergleich zu den relativen RGB-Werten (rechts)	125
Abbildung 53:	Speziell angefertigte Fotobox mit aufgesetzter Kamera im Einsatzgebiet.....	126

- Abbildung 54: Beispielfotos des Pinguinguanos von Adélie- (*P. adeliae*) und Eselspinguinen (*P. papua*) vom gleichen Ort zu drei verschiedenen Zeitpunkten. Die Fotos wurden so aufbereitet, dass die Farben besonders deutlich für den Betrachter sichtbar werden..... 129
- Abbildung 55: Gegenüberstellung der gemittelten relativen Farbwerte der 4 untersuchten Methoden, alle Teststellen getrennt nach Adélie- (*P. adeliae*) und Eselspinguinen (*P. papua*) 130
- Abbildung 56: Bodenaufnahmen von Esels- (*P. papua*), Zügel- (*P. antarctica*) und Adéliepinguinen (*P. adeliae*) von Adulten mit Küken..... 132
- Abbildung 57: RGB-UAV-Luftbild mit einer Bodenauflösung von 1 cm von adulten Pinguinen und Küken in Nestgruppen. a) Adéliepinguine (blau); die Küken sind einfarbig grau und unterscheiden sich deutlich von den Adulten (nicht im Bild), b) Eselspinguine (rot); Küken (eingekreist) ähneln den Adulten (Pfeile), ihnen fehlt aber der weiße Scheitelfleck und der Rücken ist dunkelgrau statt schwarz c) Zügelpinguine(grün); die Küken haben bereits eine weiße Bauchseite entwickelt, das Grau auf dem Rücken ist aber heller als bei Eselspinguinküken. Die Artansprache wurde über die am Boden kartierte Nestposition gegengeprüft. 134
- Abbildung 58: Gegenüberstellung einer Zügelpinguinnestgruppe (links) mit noch brütenden Adulten und einer Eselspinguinnestgruppe (rechts), in der die Küken schon geschlüpft sind und die Nester teilweise verlassen haben (UAV-Orthophotomosaik mit 1,5 cm Auflösung von Narebski Point, 03.01.2014)..... 137
- Abbildung 59: Vergleich der durchschnittlichen spektralen Signatur des Adélie- und Eselspinguinguanos, aus einer 6 Kanal Worldview 3-Aufnahme vom 11.11.2014 von Ardley Island mit der die ACE- und SAM-Klassifizierung durchgeführt wurde 138
- Abbildung 60: Adéliepinguinnestgruppen (*P. adeliae*) auf Ardley Island inmitten von Eselspinguinnestgruppen (*P. papua*) am 11.11.2014 im Vergleich mit der GPS-Kartierung (links) und 4-Kanal- (mitte) und 6-Kanal Worldview 3-Aufnahme (rechts) für zwei Standorte 138
- Abbildung 61: Versatz der Küste vom SCAR Antarctic Digital Database zu einer Landsat 8-Aufnahme (01.02.2016) von Cape Bird (links) und zu einer Geoeye-Aufnahme (12.02.2016) von Withem Island (rechts) 140
- Abbildung 62: Populationsgröße von 119 Adéliepinguinkolonien. Weiße Balken zeigen die detektierten Kolonien und graue die nicht detektierten durch Schwaller et al. (2013b)..... 141
- Abbildung 63: Überblick über die Aufnahmezeitpunkte der Satellitenbilddaten sowie Untersuchungszeitpunkte der einzelnen Methoden für die intrasaisonalen Arbeiten an der Kolonie Ardley Island in der Saison 2014/15..... 143

Abbildung 64:	Überblick über die Aufnahmezeitpunkte der Satellitenbilddaten sowie Untersuchungszeitpunkte der einzelnen Methoden für die intrasaisonalen Arbeiten an der Kolonie Ardley Island in der Saison 2015/16.....	143
Abbildung 65:	Verteilung der Eselpinguine am 07.12.2015. Nestgruppen sind farblich nach Anzahl der Brutpaare unterteilt.....	144
Abbildung 66:	Verteilung der Nester auf Ardley Island, die zur Erfassung des Brutverlaufs regelmäßig kontrolliert wurden	145
Abbildung 67:	Brutverlauf von Eselspinguinen auf Ardley Island in den Saisons 2014/15 und 2015/16. Die Y-Achse beschreibt den prozentualen Anteil an der Gesamtzahl der kontrollierten Nester	147
Abbildung 68:	Brutverlauf von Adéliepinguinen auf Ardley Island in den Saisons 2014/15 und 2015/2016. Die Y-Achse beschreibt den prozentualen Anteil an der Gesamtzahl der Nester	148
Abbildung 69:	Landsat 8-Aufnahmen der OLI-Kanäle 567 zeigen die Kolonien bei Cape Bird zu verschiedenen Zeitpunkten im Saisonverlauf. Der Guano hebt sich dabei als gelblich-grüne Bereiche von der Umgebung ab. Die verschiedenen Kolonien wurden mit roten Kreisen markiert.....	149
Abbildung 70:	Vergleich des Saisonverlaufes der manuell detektierten Guanoflächen von Cape Bird für die Saisons 2013/14, 2014/15, 2015/16.....	150
Abbildung 71:	Vergleich des Saisonverlaufes der SAM-Klassifizierung der Guanoflächen von Cape Bird für die Saisons 2013/14, 2014/15, 2015/16.....	151
Abbildung 72:	Saisonaler Verlauf der manuell detektierten Guanofläche in hochaufgelösten Satellitenaufnahmen der Kolonie Ardley Island	151
Abbildung 73:	Die Kolonie Ardley Island (hauptsächlich Eselspinguine) aufgenommen von Worldview 2/3 an vier Zeitpunkten in der Saison 2014/15 jeweils mit den manuell rot markierten guanobedeckten Flächen	153
Abbildung 74:	Im Vergleich zu der Worldview 3-Aufnahme vom 20.1.2015 (links) sind in der Worldview 3-Aufnahme vom 3.2.2015 (rechts) neue, frische Guanoablagerungen im Strandbereich (innerhalb der roten Kreise) entstanden	154
Abbildung 75:	Saisonaler Verlauf der mittleren Nestdichte von Ardley Island ermittelt aus der Guanofläche von 9 hochaufgelösten Satellitenaufnahmen und der am Boden gezählten Nester der Vollkartierungen aus 4 Saisons (2005/6, 2013/14 - 2015/16)	155
Abbildung 76:	Brutverlauf von Eselspinguinen auf Ardley Island in den Saisons 2014/15 zusammen mit der aus den Satellitenaufnahmen bestimmten Guanofläche und den Brutphasen	155

Abbildung 77:	Brutverlauf von Eselspinguinen auf Ardley Island in den Saisons 2015/16 zusammen mit der aus den Satellitenaufnahmen bestimmten Guanofläche und den Brutphasen	156
Abbildung 78:	Korrelation zwischen der Anzahl der Nester und der Nestgruppenfläche ermittelt aus acht Kartierungen der Saisons 2003/04 bis 2005/06 und 2012/13 bis 2015/16 von Ardley Island	157
Abbildung 79:	Gegenüberstellung der manuell delinierten Guanofläche von Cape Bird Nord in hochaufgelösten Satellitenaufnahmen und den Zensusdaten aus Luftbildbefliegungen (Taylor et al. 1990).....	158
Abbildung 80:	Gegenüberstellung der manuell delinierten Guanofläche von Cape Bird Nord in mittelaufgelöste Landsat-Aufnahmen und den Zensusdaten	159
Abbildung 81:	Beispiele für die Guanoflächen von Cape Bird Nord zu verschiedenen Zeitpunkten in falschfarben Landsat-Aufnahmen (TM/ETM+/OLI-Bänder 765)	159

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der aktuell verfügbaren hochauflösenden Satelliten, die Daten über der Antarktis aufnehmen sowie die mittelauflösenden Landsat-Satelliten zum Vergleich (Stand August 2016).....	63
Tabelle 2:	Übersicht über die ausgewerteten Hyperspektralaufnahmen.....	66
Tabelle 3:	Angeschaffte hochaufgelöste Satellitenbildszenen.....	68
Tabelle 4:	Aufnahmedatum der Landsat 8-Szenen für intrasaisonalen Untersuchungen von Cape Bird	69
Tabelle 5:	Hochaufgelöste Satellitenaufnahmen für die Untersuchung der verschiedenen Klassifikationsverfahren	72
Tabelle 6:	Güte der Klassifizierungen der Worldview 3-Aufnahme von Ardley Island (30.11.2014) in Bezug zu am Boden kartierten Nestgruppen	75
Tabelle 7:	Güte der Klassifizierungen der Worldview 3-Aufnahme von Ardley Island vom 30.11.2014 in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen	76
Tabelle 8:	Güte der Klassifizierungen der Worldview 2-Aufnahme von Ardley Island vom 20.01.2015 in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen	76
Tabelle 9:	Güte der Klassifizierungen der Worldview 2-Aufnahme von Cape Bird vom 06.01.2014 in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen.....	78
Tabelle 10:	Güte der Klassifizierungen der Landsat 8-Aufnahme vom 29.12.2015 von Cape Bird in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen.....	81
Tabelle 11:	Güte der Klassifizierungen einer Landsat 8-Aufnahme vom 29.12.2015 von Brown Bluff und Hope Bay in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen. Klassifizierung erfolge mit Guanosignatur aus Cape Bird	83
Tabelle 12:	Überblick über die Eignung der untersuchten Methoden für die Guanodetektion für hochaufgelösten Aufnahmen und die vollautomatische Guanodetektion für mittelaufgelösten Landsat-Aufnahmen (- nicht geeignet; 0 teilweise geeignet, + gut geeignet, ++ sehr gut geeignet).....	84
Tabelle 13:	Anzahl der erstellten Panoramen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten.....	85
Tabelle 14:	Vergleich der Zählungen aus den kompletten Panoramen, den Zählungen aus den UAV-Befliegungen und der Differenz aus Beiden.....	87
Tabelle 15:	Anzahl der Brutpaare in der Pinguinkolonie Ardley Island.....	89

Tabelle 16:	Tabelle zeigt, wie viele Eselspinguin-Nestgruppen in einer Stichprobe enthalten sein müssen, um mit Sicherheit eine bestimmte Genauigkeit bei der Kolonie Ardley Island in der Saison 2013/14 zu erhalten.....	94
Tabelle 17:	Flugparameter der UAV-Kartierungen.....	98
Tabelle 18:	Vergleich der Zeitpunkte der Bodenkartierungen mit denen der UAV-Kartierungen.....	100
Tabelle 19:	Vergleich der Ergebnisse der Bodenkartierungen mit denen der UAV-Kartierungen.....	100
Tabelle 20:	Fehleranalyse der Ergebnisse der UAV-Kartierung anhand der am Boden ermittelten detaillierten Nestgruppendaten	100
Tabelle 21:	Überblick über die während der Saison 2014/15 mittels Kameras erfassten Spektralbereiche	101
Tabelle 22:	Übersicht über die für Adélie- und Eselspinguine in Jouventin (1982), Schuster (2010) und Van Zinderen Bakker et al. (1971) beschriebenen Verhaltensweisen. Um die Zuordnung zu gewährleisten, wurden die originalen englischen Begriffe übernommen.....	111
Tabelle 23:	Ergebnisse des paarweisen Vergleichs (Tamhane-T2 post-hoc Test) der Störung während unterschiedlicher horizontaler Flughöhen für Eselspinguine. Gezeigt sind die p-Werte im oberen, rechten Dreieck der Matrix und die mittleren Differenzen (Spaltenkopf minus Zeilenkopf) der logit-transformierten Störungswerte im unteren linken Dreieck. Signifikante Unterschiede sind fett dargestellt.....	115
Tabelle 24:	Ergebnisse des paarweisen Vergleichs (Tamhane-T2 post-hoc Test) der Störung während unterschiedlicher vertikaler Flughöhen für Eselspinguine. Gezeigt sind die p-Werte im oberen rechten Dreieck der Matrix und die mittleren Differenzen (Spaltenkopf minus Zeilenkopf) der logit-transformierten Störungswerte im unteren linken Dreieck. Signifikante Unterschiede sind fett dargestellt.....	116
Tabelle 25:	Vergleich terrestrischer Methoden zur Ermittlung der Populationsgröße von Pinguinkolonien (<i>Pygoscelis spec.</i>): * - niedrig ; ** - mittel; *** - hoch.....	122
Tabelle 26:	Übersicht über die in der Literatur veröffentlichten Nestabstände und Nestdichten. Beim Nestabstand ist zusätzlich, soweit bekannt, angegeben, ob die Messung von Nestrand zu Nestrand oder von Nestzentrum zu Nestzentrum erfolgte	135
Tabelle 27:	Beispiel für die Brutphänologie der <i>Pygoscelis</i> -Arten auf Ardley Island im Sommer 1984/85.....	136
Tabelle 28:	Entwicklung der Nestgruppen von Eselspinguinen im Bereich der Testzone für die Saison 2015/16.....	144

Tabelle 29: Durch die Nestkontrolle ermittelte Parameter der Saison 2014/15 und 2015/16 für Esels- (*P. papua*) und Adéliepinguine (*P. adeliae*) 146

Abkürzungen

ACE	Adaptive-Coherence-Estimator
ADD	SCAR Antarctic Digital Database
ASI	Agenzia Spaziale Italiana
BWS	Both Wing Stretch
CCAMLR	Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources
CEMP	CCAMLR Ecosystem Monitoring Program
DOM	Digitales Oberflächen Modell
DT	Decision Tree
ENVI	ENvironment for Visualizing Images
EO-1	Earth Observing-1 NASA-Satellit
ETM+	Landsat Enhanced Thematic Mapper (Sensor)
GIS	Geoinformationssystem
GPS	Global Positioning System
ISO	Lichtempfindlichkeit der Internationalen Organisation für Normung
KOPRI	Korea Polar Research Institute
ML	Maximum-Likelihood
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NDVI	Normalized Differenced Vegetation Index
NIR	Nahes Infrarot
NN	Neuronale Netzwerke
OLI	Operational Land Imager
<i>P. adeliae</i>	<i>Pygoscelis adeliae</i>
<i>P. antarctica</i>	<i>Pygoscelis antarctica</i>
<i>P. papua</i>	<i>Pygoscelis papua</i>
PANGEA	Data Publisher for Earth & Environmental Science Data
RGB	Rot, Grün und Blau
SAM	Spectral-Angle-Mapper
SCAR	Scientific Committee on Antarctic Research
SWIR	Shortwave Infrared bzw. kurzwellige Infrarotstrahlung
TIRS	Thermal Infrared Sensor
TM	Landsat Thematic Mapper (Sensor)
UAV	Unmanned Aerial Vehicle

Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis mithilfe von Fernerkundungsdaten

USGS United States Geological Survey

VNIR Visuelles- und Nahes Infrarot-Spektrum

1 Zusammenfassung

Pinguine machen 70 % der durch Vögel gestellten Biomasse in der Antarktis aus (Everson 1977). Als mariner Prädator ernähren sie sich ausschließlich im Meer und sind damit von Veränderungen des marinen Ökosystems direkt betroffen. Allein hierdurch kommt den Pinguinen eine besondere Bedeutung als Indikator für Veränderungen des Ökosystems Südozean zu. Aus verschiedenen Regionen der Antarktis vorliegende, punktuelle Beobachtungen einzelner Kolonien zeigen deutliche Bestandsveränderungen bei verschiedenen Pinguinarten und räumliche Verschiebungen von deren Brutplätzen. Es wird angenommen, dass dies im Zusammenhang mit dem globalen Klimawandel und der damit einher gehenden veränderten Verfügbarkeit von Nahrung steht (Ducklow et al. 2007, McClintock et al. 2008, Trivelpiece et al. 2011).

Aufgrund der enormen Ausdehnung der antarktischen Küste und ihrer schwierigen und aufwendigen Zugänglichkeit ergeben die wenigen Kolonien, an denen Monitoringprogramme durchgeführt werden, nur ein unvollständiges Bild von den tatsächlichen Veränderungen. Unter solchen Verhältnissen bietet einzig die Anwendung von Satellitenfernerkundung die Möglichkeit, weitestgehend flächendeckend für die gesamte Antarktis quantifizierbare Informationen zu erhalten.

Die vorliegende Untersuchung beschäftigt sich mit der satellitenbasierten Detektion der drei an den antarktischen Küsten vorkommenden felsbrütenden Pinguinarten der Gattung *Pygoscelis*. Langzeitbeobachtungen zeigen teilweise unterschiedliche Trends in der Entwicklung der Populationen dieser Arten (Birdlife International 2016a, b, c).

In einer Machbarkeitsstudie (Mustafa et al. 2012) wurde bereits die methodische Durchführbarkeit eines solchen Monitorings aufgezeigt. Fretwell et al. (2012) konnten inzwischen schon die Gesamtpopulation der Kaiserpinguine (*Aptenodytes forsteri*) quantitativ abschätzen und Lynch & LaRue (2014) die der Adéliepinguine. Alle bisher angewendeten Methoden basieren jedoch nicht auf der direkten Beobachtung der Tiere, sondern auf der Abbildung der Guanoablagerungen, die sie in Ihrem Brutareal hinterlassen. Somit ist die quantitative Interpretation des Flächensignals eine der wichtigsten methodischen Fragestellungen. Aufgrund der insbesondere im Bereich der Antarktischen Halbinsel und der subantarktischen Inseln sehr häufigen Bewölkung ist es oft nicht möglich, Satellitenaufnahmen zum gewünschten Zeitpunkt zu akquirieren. Damit stellt sich nicht nur die Frage nach dem für die Interpretation geeignetsten Aufnahmezeitpunkt während des Brutverlaufs, sondern auch die nach der Interpretation der Aufnahmen, die nicht zum optimalen Zeitpunkt gemacht wurden. Eine weitere Herausforderung besteht in der Unterscheidung der verschiedenen Arten in unbekanntem Kolonien oder solchen, in denen sie sympatrisch brüten. Für die Interpretation der Satellitenaufnahmen ist der Vergleich mit direkt im Gelände erhobenen Daten unerlässlich. Qualitativ hochwertige Daten liegen jedoch nur für wenige Kolonien vor - insbesondere große Kolonien sind hier deutlich unterrepräsentiert. Daher ist auch die Weiter- und Neuentwicklung von Geländemethoden zur Brutpaarerfassung wichtig für die Entwicklung eines satellitenbasierten Monitorings von Pinguinkolonien. Ein solches Monitoring soll für die gesamte Antarktis korrekte und konsistente Ergebnisse erbringen. Daher müssen Methoden erarbeitet werden, die effizient genug sind, die gewaltigen Datenmengen zur Abdeckung der Küsten eines ganzen Kontinents zu bewältigen. Gleichzeitig müssen diese Methoden auch inhaltlich präzise und objektiv sein.

Aus diesen methodischen Herausforderungen ergeben sich eine Reihe bisher noch nicht beantworteter Fragen, wie z.B.:

- Werden Änderungen der Größe einer Kolonie durch die detektierte Guanoausdehnung repräsentiert?
- Wie können Pinguinkolonien auf einem Satellitenbild eindeutig den verschiedenen Arten zugeordnet werden?
- Welcher Zeitpunkt im Verlauf einer Brutsaison ist optimal für die Akquise eines entsprechenden Satellitenbildes?
- Was ist bei der Auswertung von Aufnahmen zu berücksichtigen, die aufgrund der Witterung nicht zu diesem optimalen Zeitpunkten gemacht werden konnten?
- Wie lässt sich die große Datenmenge effizient und trotzdem qualitativ hochwertig auswerten?
- Welche methodischen Möglichkeiten gibt es, die Menge der zur Verfügung stehenden und für die Validierung der Fernerkundungsanalysen essentiellen Bodenkontrolldaten zu erhöhen?

Die nun vorliegende Studie schließt inhaltlich an die oben genannte Machbarkeitsstudie von Mustafa et al. (2012) an und widmet sich den genannten und weiteren Fragestellungen mit dem Ziel, die zur Verfügung stehenden Methoden zum satellitenbasierten Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis weiter zu entwickeln und um neue Werkzeuge zu ergänzen.

Testgebiete

Für die Untersuchungen in diesem Projekt wurden insgesamt vier Testgebiete ausgewählt, für welche aktuelle Bodenzählungen zu den Pinguinbeständen zur Verfügung stehen. Dies waren die im Bereich der Antarktischen Halbinsel gelegenen Kolonien Ardley Island, Withem Island und Narebski Point sowie das südlicher, kontinental gelegene Testgebiete Cape Bird. In den jeweiligen Testgebieten befinden sich Pinguinkolonien aller *Pygoscelis* Arten. Auf Withem Island brüten nur Zügelpinguine, auf Narebski Point Esel- und Zügelpinguine, auf Ardley Island alle drei *Pygoscelis* Arten und auf Cape Bird nur Adéliepinguine.

Prüfung geeigneter Satellitenplattformen

Für die Detektierung von Pinguinkolonien werden je nach Zielstellung unterschiedliche Anforderungen an die Eigenschaften der Satellitendaten gestellt. Um alle Pinguinkolonien der Antarktis detektieren zu können, werden Satellitendaten benötigt, die aufgrund der enormen Datenmengen sehr kostengünstig zu akquirieren sind und zum anderen auch flächendeckend vorliegen. Für diesen Anwendungszweck sind nach Mustafa et al. (2012), Fretwell et al. (2012) und Schwaller et al. (2013b) die mittelaufgelösten Landsat 7-Aufnahmen am besten geeignet. Wenn hingegen die Größe der Kolonien genau bestimmt und kleinräumige Veränderungen detektiert werden sollen, werden Satellitendaten benötigt, die eine sehr hohe räumliche und zeitliche Auflösung haben. In diesem Fall ergaben die Untersuchungen von Mustafa et al. (2012), Lynch et al. (2012) und Lynch & LaRue (2014), dass hochaufgelöste Aufnahmen im Submeterbereich, wie z. B. von QuickBird und Worldview 2, die besten Ergebnisse liefern.

Da Landsat 7-Aufnahmen der Antarktis im Projektverlauf nicht mehr zur Verfügung standen, wurden die Aufnahmen des Nachfolgesatelliten Landsat 8 auf die Eignung zur Pinguinkoloniedetektierung überprüft. Betrachtet man die spektralen Eigenschaften, sind die Landsat 8-Daten im gleichen Umfang für die Pinguinkoloniedetektion geeignet wie die Daten

von Landsat 7. Die spektrale Verbesserung bzw. die räumliche Verschlechterung des thermischen Infrarotbereiches spielt in diesem Zusammenhang keine Rolle, da diese aufgrund der groben räumlichen Auflösung nicht für die Detektion verwendet werden. Eine Verschlechterung bei der Detektion kleiner Kolonien tritt aber ein, da in der Praxis zum aktuellen Zeitpunkt kein sogenanntes Pansharping der Spektralkanäle des nahen und kurzwelligen Infrarots mehr durchgeführt werden kann. Eine deutliche Verbesserung ergibt sich aber in Bezug auf die räumliche und zeitliche Abdeckung durch Landsat 8 im Vergleich zu Landsat 7. Letzterer war seit 2003 vom einem technischen Defekt betroffen, dem sogenannten Scan Line Corrector Failure (NASA 2011) und konnte seitdem nicht umfassend und fehlerfrei aufzeichnen. Landsat 8 ist bisher ohne technische Einschränkungen einsetzbar.

Ein relativ neuer hochauflösender Satellit ist der im August 2014 gestartete Worldview 3. Dieser ist insofern einzigartig, als dass er neben acht hochauflösenden VNIR-Bändern im visuellen Spektrum und im nahen Infrarot (visible and near-infrared; räumliche Auflösung = 1,24 m) auch acht relativ hochauflösende SWIR-Bänder (räumliche Auflösung = 3,7 m) besitzt, die ähnliche Spektralbereiche wie Landsat 8 abdecken. Ein Nachteil ist jedoch, dass die SWIR-Bänder deutlich schlechter aufgelöst sind als die VNIR-Bänder und bei der Anschaffung extra Kosten verursachen. Die räumliche Auflösung ist mit 31 cm im Nadir (senkrecht unter dem Satelliten) sehr hoch im Vergleich zu bisherigen Satelliten. Die höhere Auflösung kann die Detektion jedoch nicht deutlich verbessern, da sie immer noch zu gering ist, um Einzeltiere bzw. Nester zuverlässig zu erkennen. Die mit guanobedeckten Flächen wurden bereits gut mit den herkömmlichen 50 cm Daten detektiert.

Während der Projektlaufzeit waren keine geeigneten Daten von Hyperspektralsatelliten für die Untersuchungsgebiete verfügbar. Geplante Starttermine wurden auf Zeitpunkte nach dem Projektende verschoben. Es war daher nicht möglich, diese Daten zu berücksichtigen und auszuwerten. Bis 2020 sind eine Reihe von Starts von Hyperspektralsatelliten geplant, wobei es aber nur sehr wenige zuverlässige Informationen über den genauen Projektstand gibt. Eine Ausnahme bildet beispielsweise der EnMAP (Environmental Mapping and Analysis Program)-Satellit mit dem HSI Hyperspektralsensor, der sich in der finalen Vorbereitungsphase befindet. Der Start ist nach mehreren Verzögerungen nun für 2018 geplant (DLR 2016). Daher wurden ältere Hyperspektralsatellitendaten (EO-1 Hyperion) von einem Gebiet außerhalb der Testgebiete hinsichtlich ihrer Verwendbarkeit geprüft. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass mit den Hyperspektraldaten der Guano bestimmt werden konnte. Eine quantitative Einschätzung der Ergebnisse ist aufgrund fehlender Bodendaten aber nicht möglich gewesen.

Anschaffung geeigneter Satellitenbilder

Um kleinräumige Veränderungen detektieren zu können, wurden in diesem Projekt die durch DigitalGlobe vertriebenen Satellitendaten verwendet, da nach der Fusion mit GeoEye im Jahr 2013 auch Aufnahmen der Satelliten GeoEye-1 und Ikonos mit angeboten werden. Bestellt wurden die hochaufgelösten Satellitenbilder bei dem europäischen DigitalGlobe Vertriebspartner e-GEOS. Die hochaufgelösten Aufnahmen wurden von verschiedenen Satelliten beschafft, darunter GeoEye, QuickBird, Worldview 2 und Worldview 3. Neue Aufnahmen wurden als 4-Kanal-Bundle mit vier Multispektralkanälen (Blau, Grün, Rot & nahes Infrarot) und dem Pan-Kanal bestellt. Im Ergebnis gelang es, von allen Untersuchungsgebieten hochaufgelöste Satellitenbilder zu akquirieren, aufgrund der häufigen Bewölkung aber nicht immer zum idealen Zeitpunkt. So gelang es beispielsweise in keiner Saison, Aufnahmen vom Dezember von Ardley Island zu erhalten.

Neben den hochaufgelösten Satellitenbildern wurden auch die kostenfreien Landsat 8-Aufnahmen für die intra- und intersaisonalen Analysen von den Untersuchungsgebieten akquiriert. Allerdings kann hier der Aufnahmezeitpunkt nicht im Vorfeld durch den Endnutzer bestimmt werden, da Landsat 8 jeden Punkt der Antarktis in definierten Intervallen abbildet. Die Häufigkeit, mit der ein Punkt aufgenommen wird, nimmt dabei zu, je näher dieser am Südpol liegt. So werden die Gebiete der kontinentalen Antarktis wie Cape Bird alle 1-3 Tage, die Untersuchungsgebiete auf der nördlichen Antarktischen Halbinsel hingegen nur alle 2-7 Tage von Landsat 8 abgedeckt. Von Ardley Island und Narebski Point wurden keine Aufnahmen beschafft, da diese Kolonien zu klein sind, um mit den 30 m Landsat 8-Aufnahmen sicher detektiert zu werden.

Erprobung und Weiterentwicklung verschiedener Methoden zur Analyse von Satellitenbildern

Zusätzlich zu den bereits in der Pilotstudie (Mustafa et al. 2012) untersuchten Methoden (Maximum-Likelihood-Klassifizierung, Ratio-Ansatz und Subpixel-Analyse) und der von Schwaller et al. (2013b) bzw. Lynch & Schwaller (2014) entwickelten und erfolgreich angewandten Methode (Landsat-retrieval-Methode) werden in diesem Projekt neue Klassifikationsverfahren auf ihre Eignung hin getestet, mit guanobedeckte Flächen zu detektieren. Dafür wurden die Methoden exemplarisch sowohl an hochaufgelösten als auch an mittelaufgelösten Aufnahmen getestet. Als Testgebiete wurde Cape Bird für die kontinentale Antarktis und Ardley Island für die maritime Antarktis ausgewählt. Vor der Klassifizierung wurden die Grauwerte der Aufnahmen in Reflexionswerte über der Atmosphäre (Top of Atmosphere Reflectance) umgewandelt und mit dem Nearest-Neighbor-Diffusion-Based-Pan-Sharpening-Algorithmus (Sun et al. 2014) spektral geschärft, um bei den Aufnahmen auch in den multispektralen Kanälen eine Auflösung von 50 cm zu erreichen. Alle Klassifikationen wurden mit dem Bildanalyseprogramm ENVI durchgeführt und die Ergebnisse miteinander verglichen. Untersucht wurden die Klassifikationen Clusteranalyse, Decision Tree, Neuronale Netzwerke, Spectral-Angle-Mapper und die Adaptive-Coherence-Estimator.

Bei der Analyse der verschiedenen Methoden zur Detektion von Pinguinkolonien bei hochaufgelösten Aufnahmen stellte sich heraus, dass die neu getesteten Methoden keine Verbesserung bei der Genauigkeit zu der schon erprobten Maximum-Likelihood-Klassifizierung bietet. Vor allem die Ergebnisse der Adaptive-Coherence-Estimator (ACE)-Klassifizierung zeigen eine ähnliche Güte. Die Methode hat jedoch den Vorteil, dass im Gegensatz zur Maximum-Likelihood-Klassifizierung nur ein Trainingsgebiet benötigt wird bzw. nur eine externe spektrale Signatur. Theoretisch wäre somit eine automatisierte Klassifizierung möglich. Alle untersuchten Methoden zeigen jedoch große Probleme mit der Kolonie Ardley Island aufgrund ihrer sehr diversen Oberflächenstrukturen und verstreuten Nestgruppen, was im Ergebnis zu häufigen Fehlklassifizierungen führt. Bei der in der kontinentalen Antarktis gelegenen Kolonie Cape Bird wurden hingegen gute Ergebnisse erzielt.

Bessere Ergebnisse wurden mit der ACE-Klassifizierung bei den mittelaufgelösten Landsat 8-Aufnahmen der kontinentalen und maritimen Antarktis erreicht. Diese weist weniger Klassifizierungsfehler auf als die ebenfalls untersuchte SAM-Klassifizierung. Mit beiden Methoden wäre die Anwendung einer automatisierten Klassifizierung auf der gesamten Antarktis theoretisch möglich. Der Einsatz der Entscheidungsbaumklassifizierung kann als Vorstufe zu einer Klassifizierung große Vorteile in dem Sinne bieten, dass dadurch die zu klassifizierenden Bereiche stark eingegrenzt werden können (vgl. Burton-Johnson et al. 2016) und so die Gefahr von Fehlklassifizierungen z. B. bei Wolken minimiert wird.

Terrestrische Zählmethoden

Zur Beurteilung der Aussagekraft bzw. Genauigkeit der aus den Satellitenbildern gewonnenen Informationen werden möglichst genaue Bodenkontrolldaten (Ground-Truth-Daten) benötigt. Vier verschiedene Methoden (Panoramafotografie, GPS-basierte Vollkartierung, GPS-basierte Teilkartierung und UAV-Orthophotomosaik) zur Beschaffung solcher Referenzdaten wurden in diesem Projekt untersucht und miteinander verglichen. Zusätzlich wurden Störungsexperimente an brütenden Pinguinen durchgeführt, um das Störungspotenzial von UAV-Überflügen zu untersuchen.

Um die Brutpaarzahl einer Kolonie möglichst schnell abzuschätzen zu können, lassen sich im Idealfall von einer Erhöhung Panoramabilder der Kolonie anfertigen und die darin erkennbaren Nester zählen. Anschließend wird mit einem Satellitenbild die Fläche von einigen gut identifizierbaren vorher fotografierten Nestgruppen mit repräsentativer Dichte bestimmt und mit den im Panorama gezählten Nestern die Dichte dieser Nestgruppen ermittelt. Im letzten Schritt wird im Satellitenbild die gesamte Fläche der Kolonie vermessen und mit der zuvor errechneten Dichte die Gesamtanzahl der Nester dieser Kolonie berechnet. Um das Potenzial dieser Methode zu ermitteln, wurden in der Saison 2013/14 von 32 unterschiedlichen Standorten Panoramen aufgenommen und drei ausgewertet. Dabei stellte sich heraus, dass die Nester nur bis zu einer bestimmten Entfernung, ausgehend von der Position des Fotografen, im Panorama zu identifizieren sind.

Die präziseste Erfassung der Populationsgröße einer Pinguinkolonie ist durch die direkte Datenaufnahme am Boden mit der GPS-basierten Vollkartierung erreichbar. Unter Verwendung eines GPS-unterstützten Kartiersystems (vgl. Peter et al. 2008, Waluda et al. 2014) ist es zudem möglich, die räumliche Verteilung der Nester festzustellen. Nachteile der Methode sind der hohe Aufwand an Geländearbeit und das relativ hohe Maß an Störung, dem die Tiere dabei ausgesetzt sind. So benötigen beispielsweise für die vollständige GPS-gestützte Brutpaarkartierung der Kolonie Ardley Island (ca. 7.000 Brutpaare) zwei Personen ca. 2-3 Arbeitstage. Die Pinguinkolonie Ardley Island wurde im Rahmen dieser Studie dreimal während der Brutsaison (2013/14, 2014/15, 2015/16) vollständig kartiert und die Anzahl der Brutpaare erfasst. Die dabei verwendete Methodik entspricht der der vorangegangenen Kartierungen dieser Kolonie (vgl. Peter et al. 2008).

Bei der Teilkartierung wird im Gegensatz zur Vollkartierung nur ein Teil einer Kolonie mit GPS kartiert und die Brutpaare gezählt. Anhand der gemessenen Fläche der untersuchten Nestgruppen und der Anzahl der Brutpaare in diesen Nestgruppen kann die Dichte der Brutpaare in den Nestgruppen berechnet werden. Um auf die Gesamtzahl der Brutpaare aller Nestgruppen zu schließen, wird die gesamte Fläche aller Nestgruppen benötigt. Diese Fläche kann mit Hilfe von Satellitenaufnahmen bestimmt werden, die möglichst nahe am Zeitpunkt der Kartierung aufgenommen wurden. Anhand der am Boden bestimmten Brutpaardichte in den Nestgruppen und der aus den Satellitenbildern bestimmten Fläche aller Nestgruppen kann schließlich auf die Anzahl der Brutpaare einer Kolonie geschlossen werden. Bei dieser Methode gibt es zwei Hauptfehlerquellen: zum einem die Bestimmung der Brutpaardichte am Boden und zum anderen die Bestimmung der Nestgruppenfläche in den Satellitenbildern, wobei jede Fehlerquelle für sich zu erheblichen Ungenauigkeiten führen kann. Um die Größe der Fehlerquellen abschätzen zu können, wurde das Verfahren exemplarisch mit Hilfe der Kartierdaten von 2013/14 von Ardley Island und einer hochauflösenden Worldview 2-Aufnahme vom selben Untersuchungsgebiet und Zeitraum getestet. Im Endeffekt bedeuten die Ergebnisse, dass die Genauigkeit der Bestimmung der Brutpaardichte bei einer Teilkartierung von Ardley Island stark von der Stichprobengröße abhängt, wobei diese wiederum vom möglichen Arbeitsaufwand begrenzt wird. So müssen beispielsweise, um mit Sicherheit eine Genauigkeit

von 5 % zu erreichen, mindestens 281 Nestgruppen am Boden (ca. 93 % aller Nestgruppen auf Ardley Island) kartiert werden. Inwieweit sich dieses Ergebnis auf andere Kolonien übertragen lässt, konnte nicht überprüft werden. Die Untersuchungen von Woehler & Riddle (1998) deuten aber drauf hin, dass es größere Unterschiede (zwischen 0,1 und 3,1 Brutpaare pro m²) bei den Koloniedichten gibt.

Eine relativ neue Methode (vgl. Goebel et al. 2015, Mustafa et al. 2014, Ratcliffe et al. 2015, Zmarz et al. 2015) zur Bestimmung der Abundanz bei Pinguinkolonien ist der Einsatz von UAVs (Unmanned Aerial Vehicles). Mit diesen werden die Kolonien in relativ niedriger Höhe (50 – 300 m) überflogen und währenddessen Luftbildaufnahmen gemacht. Diese Aufnahmen können anschließend mosaikiert, georeferenziert und zu Orthophotomosaiken verrechnet werden. Unter Orthophotomosaiken versteht man aus einzelnen Luftbildern zusammengesetzte georeferenzierte Bildmosaiken, in denen geländebedingte Verzerrungen mit Hilfe eines Digitalen Oberflächenmodells (DOM) entfernt wurden (orthorektifiziert). Anhand von hochaufgelösten Orthophotomosaiken (<5 cm Bodenauflösung) können die Nester einer Kolonie gezählt werden. Zum Einsatz kam diese Methode während der Saisons 2013/14 und 2014/15 in den Untersuchungsgebieten Ardley Island, Withem Island und Narebski Point. In der Saison 2014/15 konnten aufgrund von schlechtem Wetter Withem Island und Narebski Point nicht erreicht werden. Die Befliegungen fanden mit verschiedenen Sensoren in jeweils unterschiedlichen Spektralbereichen statt (UV, RGB, NIR und Thermalinfrarot).

Mit einer Oktokopter-UAV wurden hochaufgelöste Aufnahmen (<5 cm Bodenauflösung) der Kolonien angefertigt, daraus Orthophotomosaiken erstellt und anhand der Mosaiken schließlich die Nester ausgezählt. Zudem ist es möglich, mit den Bildern der Kolonie bei entsprechend großer Bildüberlappung 3D-Oberflächenmodelle zu erstellen, mit denen wiederum Satellitenbilder sehr genau orthorektifiziert werden können. Zur Kontrolle der Güte der Zählmethode in UAV-Aufnahmen wurden die Anzahlen der Brutpaare, die durch Auszählung der UAV-Mosaiken ermittelt wurden, denen der GPS-unterstützten Vollkartierung am Boden gegenübergestellt. Die Abweichung zwischen beiden Methoden beträgt zwischen -1 und +11 %. Um die Ursachen für diese Abweichungen zu differenzieren, wurde das Ergebnis der UAV-Kartierung mit der Anzahl der Nester der einzelnen am Boden kartierten Nestgruppen detailliert verglichen. Dabei zeigt sich, dass die Anzahl der Fehlklassifikationen höher ist als die absolute Differenz beider Methoden. Die größte Fehlerursache ist die gelegentlich schwierige Unterscheidung zwischen brütenden und nichtbrütenden Individuen. Das Unterscheiden von besetzten Nestern und Pinguinen ohne Nest könnte künftig durch höher aufgelöste Sensoren verbessert werden. Niedrigere Flughöhen würden die Erkennbarkeit zwar verbessern, sind jedoch kaum praktikabel, da sich die notwendige Gesamtflugzeit zur Abdeckung einer größeren Fläche deutlich verlängern würde. Zudem wurde in Rümmler et al. (2015) bereits gezeigt, dass bei einer Flughöhe von 50 m und darunter eine signifikante Störung der Pinguine feststellbar ist.

Zusätzlich zu den RGB-Aufnahmen wurden in der Saison 2014/15 auch Orthophotomosaiken im ultravioletten (UV) und nahinfraroten (NIR) Spektralbereich erstellt. Dazu wurde der UV-NIR-Sperrfilter der Kamera Sony A6000 entfernt. Mit Hilfe von speziellen Filtern war es somit möglich, entweder im UV-, NIR- oder RGB-Spektralbereich Bilder aufzunehmen. Bei der Interpretation der Bilder stellte sich heraus, dass mit den verwendeten UV-Aufnahmen kein Vorteil zu den RGB-Aufnahmen bei der Detektierung der Brutpaare festzustellen war. Dies lag vor allem daran, dass die Aufnahmen zu stark verrauscht waren, um weitere Details erkennen zu können. Im NIR hingegen sind die mit Guanobedeckten Bereiche sehr gut durch die starke Reflexion in diesem Wellenlängenbereich zu erkennen. Allerdings reflektiert auch die

vorhandene Vegetation im NIR sehr stark, sodass es hier zu Verwechslungen kommen kann. Vermieden werden kann dieses Problem, indem die Vegetation mit Hilfe des NDVI abgegrenzt wird, sodass Guano und Vegetation eindeutig unterschieden werden können. Eine andere Möglichkeit besteht in der Kombination von NIR, rot, und grün als Falschfarbenbild, da sich mit dieser Kombination Guanoflächen deutlich von der Umgebung abheben, was ein großer Vorteil der NIR-Aufnahmen gegenüber den reinen RGB-Aufnahmen darstellt.

UAV-Befliegungen mit Thermalsensor führten zu neuartigen Erkenntnissen hinsichtlich der thermischen Signatur der Pinguine und des Guanos. Deutlich heben sich die höheren Körpertemperaturen der Pinguine gegenüber der Temperatur des Untergrundes ab. In Abhängigkeit von der Flughöhe ist damit eine sichere Detektion von Pinguinen möglich. Zudem zeigt sich bei einer Flughöhe von 20 m eine ebenfalls deutliche Temperaturdifferenz zwischen den von guanobedeckten Nestern und der Umgebung. Die Ursache dieser Temperaturdifferenz liegt in der hohen Albedo des Guanos. In der systematischen Auswertung großer Nestgruppen war mit dieser Methodik bei üblichen Aufnahmehöhen von 50 m jedoch keine eindeutige Trennung zwischen auf dem Nest befindlichen Pinguinen und nicht auf einem Nest befindlichen Pinguinen möglich. Eindeutig ließen sich im Thermalbild aber Pinguine erkennen, die nicht auf mit guanobedeckten Bereichen stehen oder liegen. Die starken Temperaturkontraste der Pinguine zu den Guanoflächen bilden Potenzial für automatisierte objektbasierte Klassifizierungsverfahren mit dem Ziel, das manuelle Auszählen der Mosaik zu ersetzen. Im RGB-Bild fallen die Kontraste der Farbwerte der Pinguine zur Umgebung geringer aus, was die Anwendung vergleichbarer Klassifizierungsverfahren für das RGB erschwert. Perspektivisch könnte durch den Einsatz einer höher aufgelösten Thermalkamera die Detektierbarkeit von Strukturen wie Nestern und stehenden Pinguinen in praktikablen Flughöhen (50 m über Grund) verbessert werden.

Beim Vergleich aller untersuchten terrestrischen Zählmethoden wird klar, dass es keine Methode gibt, die allen anderen überlegen ist. Die Vollkartierung hat die höchste Datenqualität, die sich aber durch den höchsten Zeitbedarf, hohe Kosten und ein großes Störungspotenzial erkauft wird. Die Panoramafotografie und die Teilkartierungen hingegen haben die niedrigste Datenqualität und die benötigten hochaufgelösten Satellitenbilder sind relativ teuer, dafür sind diese Methoden schnell durchzuführen und ihr Störungspotenzial hält sich in Grenzen. Einen Mittelweg bilden die UAV-Befliegungen, die eine gute Datenqualität liefern, dabei aber nur relativ wenig Zeit in Anspruch nehmen, wenig kosten und ein geringes Störungspotenzial haben. Einzige Kehrseite ist die hohe Witterungsabhängigkeit der UAV-Befliegungen. Welche Methode letztendlich eingesetzt wird, hängt demnach ganz von den Anforderungen des Anwenders bzw. den örtlichen Gegebenheiten ab, sodass alle Methoden ihre Einsatzberechtigung haben.

Störungsexperimente

Im Laufe der Saison 2014/15 wurde an neun Versuchstagen der Einfluss unseres Oktokopters auf zwei lokal vorkommende Pinguinarten, den Adéliepinguin (*Pygoscelis adeliae*) und den Eselspinguin (*Pygoscelis papua*) untersucht. Alle Untersuchungen wurden in der Pinguinkolonie Ardley Island durchgeführt. Um das Störungspotenzial des Oktokopters zu ermitteln, wurden Veränderungen des Verhaltens der untersuchten Individuen während UAV-Überflügen per Videokamera aufgezeichnet und mit Hilfe der Software CowLog 2.0 (Hänninen & Pastell 2009) analysiert. Die Verhaltensanalysen basieren methodisch auf den Beschreibungen von Schuster (2010) und Spurr (1975) für Adéliepinguine, Van Zinderen Bakker et al. (1971) für Eselspinguine und Jouventin (1982) für beide Arten. Unsere Ergebnisse zeigen, dass es einen Einfluss des Oktokopters auf die untersuchten Pinguinarten gibt. Aus allen Untersuchungen lässt sich

schließen, dass der Oktokopter selbst in großen Flughöhen von 50 m noch wahrnehmbar für die Tiere ist. Der Einfluss erhöht sich mit sinkender Flughöhe. Für beide Arten und Flugrichtungen, mit Ausnahme der Horizontalflüge bei Eselspinguinen, wurde ein weiterer starker Anstieg der Störung unterhalb von 20 m bzw. 15 m Flughöhe festgestellt. Diese Ergebnisse passen gut zu Beobachtungen von Müller-Schwarze & Müller-Schwarze (1977), die Attrappenversuche mit Skuas (Raubmöwen) an Adéliepinguinen durchführten und dabei feststellten, dass Reaktionen auf den Prädator ab einer Flughöhe von 14 m zu beobachten waren. Das könnte für die Theorie sprechen, dass der Oktokopter aus Perspektive der Pinguine einem natürlichen Prädator ähnelt und daher als Bedrohung wahrgenommen wird. Vergleicht man beide Pinguinarten, so scheint der Start einen größeren Einfluss auf Adéliepinguine als auf Eselspinguine zu haben, wohingegen die grundlegende Unruhe bei Eselspinguinen größer ist. Die Reaktion auf den Start war bei Eselspinguinen geringer, obwohl die Startdistanzen mit 25 – 35 m hier geringer waren, als bei Adéliepinguinen (hier etwa 50 m). Während der Überflüge in geringen Flughöhen war das Störungslevel bei Eselspinguinen höher. Bezieht man jedoch die Unterschiede zur Kontrolle ein, scheint die relative Störung vergleichbar zu sein. Da hier nur 3 Brutgruppen in die Analyse eingingen, ist dieser Vergleich als nicht gesichert anzusehen und weitere Experimente sollten diese Ergebnisse stützen. Es wurde außerdem für beide Arten festgestellt, dass unterhalb von 20 m Vertikalflüge eine größere Störung auslösen als Horizontalflüge. Dies ist möglicherweise damit erklärbar, dass ein Prädator, der sich direkt auf den Pinguin herabstürzt, eine größere Gefahr darstellt als einer, der die Brutgruppe nur überfliegt. Jedoch sollten auch einige methodische Ursachen in Betracht gezogen werden: zum einen hat ein UAV im Vertikalflug immer den gleichen horizontalen Abstand zu den einzelnen Individuen und nähert sich während der gesamten Zeit allen an. Eine horizontal fliegende UAV dagegen entfernt sich bereits von den ersten Tieren, so dass sich diese bereits beruhigen können, während sie sich Tieren am anderen Ende der Gruppe gerade erst annähert. Da für die Analysen die durchschnittliche Störung innerhalb der Gruppe betrachtet wurde, reduzieren solche sich bereits beruhigenden Tiere das Störungslevel bereits während des Überfluges. Zum anderen ist Vigilanz im Vertikalflug für den Beobachter leichter zu erkennen, da der Pinguin notwendigerweise den Kopf bzw. Schnabel anheben muss, während er im Horizontalflug bei günstiger Ausrichtung im Nest keine Körperbewegung benötigt, um den Oktokopter zu beobachten. Persönliche Beobachtungen im Feld deuten außerdem drauf hin, dass die Lautstärke des Oktokopters während vertikaler Bewegungen im Vergleich zum Horizontalflug erhöht ist.

Klassifizierung von Farbunterschieden des Pinguinuanos

Aktuell ist es mittels fernerkundlicher Methoden bereits gut möglich, Seevogelkolonien zu erkennen und zu vermessen, selbst wenn die einzelnen Tiere nicht erkennbar sind (z.B. Fretwell et al. 2015; LaRue et al. 2014; Lynch & LaRue 2014). Die großflächige Guanobedeckung des Bodens lässt sich in vielen Fällen auch bei geringer Auflösung durch ihre farblichen Unterschiede zum umgebenden Boden gut ausmachen (Fretwell et al. 2015). Auch gab es bei Pinguinen in gemischten Kolonien schon erfolgreiche Versuche, die Brutareale der verschiedenen Arten im Satellitenbild voneinander abzugrenzen (Lynch et al. 2012). Solche Studien sind bisher allerdings Einzelfälle. Gerade bei völlig unbekanntem Kolonien fällt es weiterhin sehr schwer, die dortige(n) Art(en) nur anhand eines Satellitenbildes zu bestimmen. Da die einzelnen Individuen bei der aktuell verfügbaren Bodenauflösung unmöglich angesprochen werden können, könnten interspezifische Unterschiede der gut sichtbaren Guanofärbung einen wichtigen Hinweis zur Artbestimmung liefern. Ziel dieser Teiluntersuchung war festzustellen, ob es Unterschiede bei der Guanofärbung einer Kolonie

einer Art im Saisonverlauf oder zwischen den einzelnen Arten gibt (z. B. durch unterschiedliche Nahrung bedingt). Sollte dies der Fall sein, könnten solche Merkmale verwendet werden, um unbekannte Kolonien auf Satellitenbildern anhand ihrer Guanofarbe einer bestimmten Art zuzuordnen. Zur Klassifizierung von Farbunterschieden des Guanos ist es zunächst erforderlich, die Farbe des Guanos vor Ort oder mit Hilfe der Fernerkundung zu bestimmen. Die Guanofarbe wurde am Boden mit Munsell-Farbtafeln (Munsell 1969) und mit Fotografien sowie in UAV- und Satellitenaufnahmen bestimmt.

Um die Farbwerte der beiden auf Ardley Island untersuchten Arten per vom Boden aufgenommenen Fotos vergleichen zu können, wurde jeweils der Mittelwert von den Messungen an allen Teststellen gebildet. Das bedeutet, dass für Adéliepinguine in der Saison 2014/15 eine und in der Saison 2015/16 drei Nestgruppen ausgewertet werden konnten sowie drei Nestgruppen für Eselspinguine in der Saison 2014/15 und 13 Nestgruppen in der Saison 2015/16. Es wurde festgestellt, dass sich die beiden untersuchten Arten lediglich am Saisonbeginn unterscheiden lassen. Es lässt sich erkennen, dass die relativen Rot- und Grünkomponenten des Adéliepinguinguano am Saisonanfang fast gleich groß sind, während Eselspinguinguano hier eine deutlich rottere Färbung aufweist. Dies deckt sich mit Beobachtungen der Geländearbeiter, die feststellten, dass zu Saisonbeginn Adéliepinguinausscheidungen oftmals grün waren. Nach Heine & Speir (1989) tritt diese Färbung dann auf, wenn die Pinguine längere Zeit nicht im Meer waren, um Nahrung zu suchen. Die Grünfärbung kommt nach Sladen (1958) von Gallenpigmenten der Pinguine oder nach Myrcha & Tatur (1991) von Proteinen, Cholsäure und unverdauten Algenzellen (der Nahrung des Krills) im Guano. Später in der Saison trat diese Grünfärbung aber nicht mehr auf, zugunsten eines höheren Rotanteils. Ebenfalls deutet sich zum Saisonende hin eine leichte Zunahme der relativen Rotkomponente bei beiden Arten an.

Bei Betrachtung der aus den UAV-Aufnahmen extrahierten relativen Farbwerte fällt auf, dass am Anfang der Saison bei den Adéliepinguinen und nicht ganz so stark ausgeprägt auch bei Eselspinguinen die Rot- und Grünkomponenten fast gleich groß sind. In den UAV-Aufnahmen ist an diesen Stellen erkennbar, dass der Guano tatsächlich grünlich erscheint. Später in der Saison verschwindet der starke Grünanteil aber wieder. Auffällig ist weiterhin, dass im Januar der Blauanteil deutlich zunimmt und teilweise sogar den Rotanteil übertrifft. Im UAV-Bild erscheint dieser Guano sehr dunkel, fast schwarz.

Bei den Satellitenaufnahmen wird erkennbar, dass der relative Rotanteil viel größer ist als bei den bodengebundenen- und UAV-Aufnahmen. Im Detail zeigt sich wieder, dass am Anfang der Saison der Adéliepinguinguano einen deutlich größeren relativen Grünanteil hat als der Eselspinguinguano. Dieser Unterschied verschwindet allerdings später in der Saison.

Vergleicht man die einzelnen Methoden miteinander, so zeigt sich zuerst, dass es mit den Bodenfotos möglich ist, die Ergebnisse der Munsell-Color-Charts zu reproduzieren. Ein direkter Vergleich mit den UAV- und Satellitenaufnahmen ist schwierig, da sich diese sowohl zeitlich als auch räumlich unterscheiden. Dennoch lässt sich der generelle Saisonverlauf auch bei diesen wiedererkennen. Von besonderem Interesse bei dieser Untersuchung war die Frage, ob Farbunterschiede zwischen den einzelnen Arten existieren, die mittels fotografischer und fernerkundlicher Methoden erkannt werden können. Dies scheint in begrenztem Umfang der Fall zu sein. So zeigt sich bei allen Untersuchungsmethoden, dass sich die Guanofarbe an den Teststellen mit Adéliepinguinen am Anfang der Saison (Anfang November) von den Teststellen der Eselspinguine unterscheiden. Der Unterschied äußert sich darin, dass der relative Rot- und Grünanteil gleichgroß ist (Guanofarbe erscheint grünlich) bzw. sehr nahe beieinander liegt. In der restlichen Saison hingegen dominiert bei allen Arten der Rotanteil. Dies deckt sich auch

mit den Beobachtungen aus dem Feld. Die Ursache für diese Farbunterschiede könnte auf eine Veränderung in der Nahrungsverfügbarkeit innerhalb der Saison zurückzuführen sein, was aber in dieser Studie nicht untersucht wurde. Nur in den UAV-Aufnahmen wurde ebenfalls grünlicher Guano bei Eselspinguinen Ende November festgestellt, wenn auch nicht so deutlich ausgeprägt wie bei den Adéliepinguinen. Der Grund, warum dies mit den anderen Methoden nicht beobachtet werden konnte, ist nicht bekannt. Möglicherweise spielt es aber eine Rolle, dass bei den UAV-Aufnahmen kein standardisierter Weißabgleich durchgeführt werden konnte.

Möglichkeiten der Artunterscheidung

Die drei untersuchten Pinguinarten lassen sich am Boden bei Betrachtung mit bloßem Auge leicht am Habitus unterscheiden. Vor allem ihre unterschiedliche Färbung ermöglicht dabei eine sofortige Artbestimmung. Als einziges zuverlässiges Bestimmungsmerkmal aus der Luft konnte der sanduhrförmige weiße Fleck auf dem Scheitel von Eselspinguinen ausgemacht werden. Damit ließ sich ein Teil der Tiere sicher identifizieren. Bereits eine Bodenauflösung des Mosaiks von 2 cm reichte jedoch oft nicht mehr aus, um den Fleck erkennen zu können. Etwas besser ist die Differenzierbarkeit der Küken der drei untersuchten Arten. Bei kleinen Küken, die noch im Nest liegen, sind die auf dem Luftbild sichtbaren Unterschiede sehr gering. Hier erfolgt die Bestimmung in der Regel ohnehin über den anwesenden Elternvogel. Im Kindergartenstadium sind hingegen deutliche Farbunterschiede sichtbar. Weitere mögliche Kriterien zur Unterscheidung der Arten sind Nestabstand, Nestdichte und die Art der Nestgruppierung. Hierzu existieren bereits ältere Untersuchungen (Naveen et al. 2012, Oelke 1975, Woehler & Riddle 1998, Quintana & Cirelli 2000, Kirkwood et al. 2007). Insgesamt lässt sich aus diesen publizierten Daten keine sichere Klassifizierung der einzelnen Arten bezüglich Dichte oder Nestabstand erkennen. Stattdessen ist die Schwankungsbereite innerhalb einer Art zwischen den Studien sehr groß.

Eine indirekte Methode der Artunterscheidung beruht auf der unterschiedlichen Brutbiologie und -phänologie der drei *Pygoscelis*-Arten. Der Zeitpunkt der Besetzung der Kolonien auf Ardley Island hängt stark von den Eisverhältnissen in der Maxwell Bay und den Schneeverhältnissen an Land ab und kann von Jahr zu Jahr deutlich schwanken (Mönke & Bick 1988, Peter et al. 1988, Zippel 1987). Die Nestlingszeiten der Arten unterscheiden sich wenig. Die längste Nestlingszeit weisen die Eselspinguine auf, die erst nach 62 bis 82 Tagen, im weiter nördlichen Verbreitungsgebiet sogar erst nach 85 bis 117 Tagen flügge werden (Shirihai et al. 2002).

Vor allem die große zeitliche Differenz der Brutphänologie von Adélie- und Eselspinguinen zu den Zügelpinguinen kann eine Artunterscheidung erlauben, wenn der Aufnahmezeitpunkt günstig ist. So liegt der Unterschied z. B. zwischen 50 % geschlüpften Jungen bei Eselspinguinen und Zügelpinguinen auf Ardley Island bei fast 2 Wochen. Da die Jungen auch im UAV-Bild gut erkennbar sind, wäre dies ein mögliches Unterscheidungsmerkmal. Dieser Ansatz wurde anhand des Orthophotomosaiks der UAV-Befliegung von Narebski Point 03.01.2014 getestet. So gelang es, nur mit dem Orthophotomosaik, alle 15 Zügelpinguinnestgruppen von den 80 Eselspinguinnestgruppen sicher zu unterscheiden. Die Unterscheidung beruhte allein darauf, dass in den Zügelpinguinnestgruppen die Adulten noch brüten, es also eine feste Neststruktur gibt und im Gegensatz dazu in den Nestgruppen der Eselspinguine die Küken schon geschlüpft sind, wobei sich bereits die Neststruktur aufzulösen beginnt. Die Validierung erfolgte anhand der Kartierdaten des KOPRI aus der gleichen Saison.

Anhand einer Worldview 3-Aufnahme vom 11.11.2014 von Ardley Island wurde untersucht, ob sich Adélie- von Eselspinguinnestgruppen allein aufgrund der Guanosignatur unterscheiden

und detektieren lassen. Dazu wurden mit Hilfe der per GPS kartierten Nestgruppen beider Arten die Nester identifiziert und deren durchschnittliche spektrale Signatur erhoben. Das Ergebnis war, dass der Adéliepinguinguano eine höhere Reflexion im grünen Spektralbereich aufweist. Auch visuell ließen sich beide Guanoarten anhand des deutlichen Grünstichs des Adéliepinguinguanos im Vergleich zum orangen Eselspinguinguano voneinander unterscheiden. Dies war auch dann möglich, wenn sich innerhalb einer großen Eselspinguinestgruppe nur ein kleinerer Bereich mit Adéliepinguinen befand. Dieses Phänomen war aber nur in der Aufnahme vom 11.11.14 sichtbar. In der Aufnahme vom 30.11.2014 unterschied sich der Guano nicht mehr.

Automatisierung der satellitengestützten Detektion von Pinguinkolonien

Seit der Studie von Mustafa et al. (2013), die die theoretische Möglichkeit einer automatisierten Auswertung von Satellitenaufnahmen zum Pinguin-Monitoring weitgehend bestätigte, sind weitere Forschungen zu dieser Problematik durchgeführt worden (vgl. Lynch & LaRue 2014, Lynch & Schwaller 2014, Schwaller et al. 2013b). Für mittelaufgelöste Aufnahmen (Landsat) wurden Methoden entwickelt und erfolgreich angewandt, mit denen guanobedeckte Gebiete in der gesamten Antarktis automatisch detektiert werden können (Schwaller et al. 2013b, Lynch & Schwaller 2014). Ebenfalls existiert eine für die Vorprozessierung wichtige Methode, mit der sich wolken- bzw. eisfreie Landgebiete in der Antarktis automatisch finden lassen (Burton-Johnson et al. 2016). Eine Methode, mit der Guano automatisch in einer großen Anzahl von hochauflösenden Satellitendaten von unterschiedlichsten Gebieten detektiert werden kann, wurde bis jetzt noch nicht gefunden.

Untersuchung intrasaisonaler Variationen in der Kolonieausdehnung und -besetzung und deren Detektierbarkeit

Viele Küstengebiete der Antarktis sind häufig bewölkt. Dies gilt in besonderem Maße für die Südshetlandinseln. Daher ist es nur selten möglich, das Arbeitsgebiet zum gewünschten Zeitpunkt durch optische Satellitenaufnahmen abzubilden. Auch andere Monitoringmethoden können aus logistischen oder witterungsbedingten Gründen oftmals nicht zu optimalen Zeitpunkten eingesetzt werden. Ein detaillierteres Wissen zur intrasaisonalen Variabilität verschiedener Meß- und Zielparameter könnte die Aussagekraft und Übertragbarkeit von Daten erhöhen, die zu nicht optimalen Zeitpunkten erhoben wurden. Hierfür wurde die Pinguinkolonie Ardley Island bzw. ein Teilgebiet davon in der Saison 2014/15 mit verschiedenen Methoden am Boden und aus der Luft untersucht. Anschließend wurden je nach Aufnahmemethode die Brutpaaranzahl, die Nestgruppenfläche oder phänologische Kriterien untersucht und letztlich die jeweiligen Ergebnisse miteinander verglichen.

Brutphänologie der Pinguine auf Ardley Island

Während der Saison 2014/15 und der Saison 2015/16 wurde auf Ardley Island das Brutverhalten von Esels- und Adéliepinguinen ausführlich untersucht. Ziel war es, einen Überblick über den zeitlichen Verlauf der Brut und deren Erfolg zu erlangen. Außerdem wurden Zeitpunkte von markanten Brutereignissen ermittelt (z. B. Peak of Egg-laying und Peak of Hatching). In beiden Saisons wurden die Nester mit den gleichen Kriterien untersucht und die Daten ausgewertet. Dabei wurden die Nester unterteilt in a) Nester, in denen mindestens ein Ei vorhanden ist, b) Nester mit mindestens einem Küken und c) verlassene Nester. Der Vergleich der Brutchronologien von Eselspinguinen und Adéliepinguinen in den beiden Saisons betrifft nur einen begrenzten Zeitabschnitt und ist daher nicht repräsentativ. Es deutet sich jedoch an, dass der zeitliche Verlauf des Brutgeschehens insbesondere für Eselspinguine, aber ansatzweise auch für Adéliepinguine recht ähnlich ist. Wie stark der Verlauf des

Brutgeschehens zwischen verschiedenen Saisons langfristig variiert, kann erst durch langjährige Beobachtungen ermittelt werden. Hierfür sollte jeweils ein Zeitraum von Mitte Oktober bis Ende Januar angesetzt werden. Die vorliegenden Daten legen nahe, dass der optimale Zeitpunkt zur Erfassung von Brutpaarzahlen im Bereich der Südshetlandinseln für Eselspinguine zwischen 25. November und 10. Dezember liegt. Für Adéliepinguine deutet sich ein optimaler Zeitraum zwischen 10. und 20. November an.

Um die intrasaisonale Variation mit Landsat 8 zu überprüfen, wurde versucht, in monatlichem Abstand mindestens eine Aufnahme von Cape Bird zu beschaffen. Anschließend wurde die Guanofläche in den Aufnahmen manuell bestimmt und zum Vergleich automatisiert klassifiziert. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass es starke Einbrüche bei der Guanofläche am Saisonanfang und Saisonende gibt, die auf eine temporäre Schneedecke zurückzuführen sind, die den größten Teil der Kolonie bedeckte und so eine Detektierung der Guanoflächen verhinderte. Betrachtet man alle drei Saisons zusammen, wird ersichtlich, dass sich, abgesehen von den Schneefallereignissen, die detektierbare Guanofläche bei Cape Bird im Saisonverlauf nicht ändert. Die kleineren intersaisonalen Schwankungen der Guanofläche liegen hingegen im Bereich der Messungenauigkeit, da aufgrund der geringen Bodenauflösung der Landsat-Aufnahmen und der geringen Größe der Kolonien schon wenige Pixel Unterschied zu großen Flächenabweichungen führen.

Für die Saison 2014/15 gelang es mit Hilfe der Satellitenkonstellation von DigitalGlobe, vier wolkenfreie hochaufgelöste Aufnahmen von Anfang November bis Anfang Februar von Ardley Island zu akquirieren. In der darauffolgenden Saison gelang dies aufgrund der Wolkenbedeckung erst mit Aufnahmen von Anfang Januar. Um die intrasaisonale Variation der Guanoflächen zu untersuchen wurde in diesen Satellitenaufnahmen die Fläche des Guanos durch manuelle Bildinterpretation bestimmt. Im Ergebnis zeigt sich ein deutlicher Anstieg der Guanoflächen über den Saisonverlauf. Im Detail wird erkennbar, dass die Guanoflächen am Anfang der Saison im Oktober/November noch gleich groß sind und erst danach ansteigen. Da die Anzahl der Nester aber ab Anfang Dezember nicht mehr zunimmt, könnte die Ursache für die Flächenzunahme der guanobedeckten Gebiete im Verteilen des Guanos liegen. Dies legt auch die Interpretation der Satellitenaufnahmen nahe. Für das flächenhafte Verteilen des Guanos sind vermutlich zwei Ursachen verantwortlich: fluviale Prozesse (Erosion) und das Verteilen durch die Pinguine selbst. Beide Prozesse treten besonders stark am Ende der Saison auf, wenn der Schnee geschmolzen ist und sich bereits Kindergärten gebildet haben. Sie korrelieren damit gut mit dem beobachteten Flächenanstieg, der zum selben Zeitpunkt stattfindet, denn das Untersuchungsgebiet ist in den Aufnahmen von Oktober und November 2014 stark schneebedeckt, während in den Aufnahmen von Januar und Februar kaum noch größere Schneeflächen zwischen den Nestgruppen vorhanden sind. Auch wurde in beiden Saisons beobachtet, dass sich am Ende der Saison neue Guanoflächen in Strandnähe bilden, wo häufig auch die Kindergärten zu finden sind. Wie mit Hilfe der Aufnahmen von Mitte Februar festgestellt wurde, kann es sehr spät in der Saison auch wieder zu einer Abnahme der Guanoflächen kommen. Mögliche Ursachen sind die Zunahme von verlassenen Nestern und damit auch die Abnahme des Guanoeintrages durch adulte Pinguine bei gleichzeitiger Erosion des Guanos.

Gegenüberstellung der Brutphänologie mit der Guanofläche aus Satellitenaufnahmen

Bei der Akquise von Satellitenaufnahmen kann es vorkommen, dass Aufnahmen von bestimmten Gebieten nur zu einem späten Zeitpunkt verfügbar sind, an denen sich bereits Kindergärten gebildet haben und die klaren Nestgrenzen verwischt sind. Die mit guanobedeckte Koloniefäche ist dann deutlich größer als am Anfang der Saison, obwohl sich

die Zahl der besetzten Nester im Laufe der Brutsaison kontinuierlich verringert. Wird nun die Zahl der Nester allein aus der Guanofläche berechnet, ergibt sich besonders für das Ende der Saison eine unrealistische Zahl von Nestern der Kolonie einer Saison. Um auch Daten von diesen ungünstigen späten Zeitpunkten noch verwerten zu können, wurde untersucht, wie stark sich die Guanoflächen innerhalb der Saison verändern und ob es einen Zusammenhang mit der Brutphänologie innerhalb der betreffenden Kolonie gibt. Dazu wurde die mittlere Nestdichte der guanobedeckten Flächen der Kolonie Ardley Island in vier Saisons (2005/06, 2013/14 - 2015/16) anhand der in hochaufgelösten Satellitenaufnahmen bestimmten Guanoflächen und der am Boden gezählten aktiven Nester der Vollkartierungen aus den gleichen Saisons bestimmt. Dabei wurde eine Korrelation ($R^2 = 0,84$) zwischen dem Aufnahmezeitpunkt der Satellitenaufnahme und der durchschnittlichen Nestdichte der guanobedeckten Flächen bei der Kolonie Ardley Island festgestellt. So nimmt die Nestdichte der mit guanobedeckten Koloniefächen in Bezug auf den Kartierzeitpunkt kontinuierlich im Laufe der untersuchten Saisons ab. Beachtet werden muss bei dieser Analyse, dass für zwei Saisons nur jeweils eine Aufnahme zur Verfügung stand und dass keine Aufnahme von Mitte Dezember ausgewertet werden konnte.

Untersuchung intersaisonaler Variationen in der Kolonieausdehnung und -besetzung und deren Detektierbarkeit

Die Detektierbarkeit intersaisonaler Variationen der Kolonieausdehnung und -besetzung wurde mit hoch- und mittelaufgelösten Satellitenbildern anhand der Kolonien von Ardley Island und Cape Bird untersucht. Für Narebski Point stand für die Untersuchung nur eine schnee- und wolkenfreie hochaufgelöste Satellitenaufnahme zur Verfügung. Aus diesem Grund konnte für dieses Untersuchungsgebiet keine entsprechende Analyse durchgeführt werden.

Ein Vergleich der in hochaufgelösten Satellitenbildern detektierten und mit guanobedeckten Flächen ist aufgrund der großen saisonalen Variabilität auf Ardley Island nicht möglich. Daher wurde untersucht, ob ein Zusammenhang zwischen der Anzahl der Nester und der mit Hilfe der Bodenkartierungen ermittelten Nestgruppenfläche besteht. Dazu wurden die Kartierungen aus acht Saisons von Ardley Island (2003/04 - 2005/06 und 2012/13 - 2015/16) ausgewertet. Das Ergebnis der Untersuchung zeigt jedoch, dass ein solcher Zusammenhang für Ardley Island nicht besteht ($R^2 = 0,05$). Eine mögliche Ursache für diesen Umstand, der auch schon zuvor von Mustafa et al. (2005) beschrieben wurde, könnte darin liegen, dass es bei einer Veränderung der Brutpaarzahlen eher zu einer Änderung der Dichte in den Nestgruppen kommt, anstatt zu einer Änderung der Nestgruppenfläche. Das bedeutet, dass auf Ardley Island keine Änderungen der Brutpaarzahl aufgrund der Nestgruppenfläche detektiert werden können. Lediglich bei einer sehr starken Ab- oder Zunahme der Brutpaare kann eine signifikante Änderung der Nestgruppenfläche erwartet werden.

Auch für das in der Ostantarktis gelegene Untersuchungsgebiet Cape Bird wurde untersucht, ob intersaisonale Schwankungen der Brutpaare mit hochauflösenden Satelliten detektiert werden können. Als Datengrundlage für die Untersuchung dienten sechs hochaufgelöste Satellitenaufnahmen aus sechs verschiedenen Saisons innerhalb des Zeitraums 2007/08 bis 2015/16, in denen die Guanoflächen der Kolonie Cape Bird Nord manuell deliniert wurden. Diese wurden den Zensusdaten des neuseeländischen Landcare Research (Landcare Research 2016), die anhand von Luftbildbefliegungen (Taylor et al. 1990) erstellt wurden, gegenübergestellt. Dabei zeigt sich, dass sich die guanobedeckte Fläche der Kolonie über den Untersuchungszeitraum nicht signifikant änderte, während im selben Zeitraum die Anzahl der Brutpaare um 40 % stieg. Dies bedeutet, dass allein anhand der Guanofläche keine Änderungen der Brutpaarzahlen von Cape Bird Nord im Untersuchungszeitraum detektiert werden konnten.

Auch anhand der mittelaufgelösten Landsat-Aufnahmen wurde untersucht, ob intersaisonale Schwankungen der Brutpaare detektierbar sind. Dafür wurden wiederum Brutpaarzahlen (Landcare Research 2016) mit den aus Landsat-Aufnahmen manuell bestimmten Guanoflächen von Cape Bird Nord verglichen. Für die Analyse wurden 17 wolkenfreie Landsat-Aufnahmen mit 30 m Bodenauflösung ausgewertet, die zwischen 1985 und 2015 mit verschiedenen Sensoren (TM, ETM+ und OLI) aufgenommen wurden. Im Ergebnis zeigte sich, dass kein Zusammenhang zwischen der detektierten Guanofläche und der Brutpaarzahl besteht. Verdeutlicht wird dies durch den Umstand, dass die Koloniefläche an drei verschiedenen Zeitpunkten ihre Fläche kaum änderte, obwohl sich die Brutpaarzahlen zwischen 1984/85 und 2014/15 mehr als verdreifachten. Demnach können mit Landsat-Aufnahmen keine Veränderungen der Brutpaarzahlen von Cape Bird Nord anhand der Guanofläche detektiert werden, selbst dann nicht, wenn sich die Brutpaarzahlen mehr als verdreifachen. Die Ursache dafür liegt auch hier vermutlich wieder an der Dichteänderung innerhalb der Koloniegrenzen bzw. Nestgruppen.

Ausblick

In den vorangegangenen Abschnitten wurden Möglichkeiten und Grenzen des Monitorings von Pinguinkolonien in der Antarktis mittels Fernerkundungsdaten beschrieben. Die Eignung von aktuellen hoch- und mittelauflösenden Satelliten wurde hinsichtlich räumlicher, zeitlicher, struktureller und skalarer Aspekte untersucht. Dabei zeigte sich eine sehr gute Detektierbarkeit auch von kleinen Kolonien in hochauflösenden Aufnahmen. Die Eignung von mittelaufgelösten Landsat-8-Aufnahmen ist bei kleinen und strukturell komplexen Kolonien begrenzt. Vorteilhaft ist jedoch deren Möglichkeit zur automatisierten Klassifikation. Für hochauflösende Aufnahmen von unterschiedlichen Gebieten gelang dies noch nicht, vor allem aufgrund der geringen spektralen Auflösung. Erfolgversprechend könnten hier die SWIR-Bänder des Satelliten Worldview-3 sein. Potenzial verspricht auch die spektrale Konfiguration neuer mittelauflösender Sensoren wie Sentinel-2, deren Kanäle denen von Landsat ähnlich sind. Die begonnene verstärkte Entwicklung von Hyperspektralsensoren sollte in solche Betrachtungen ebenfalls einbezogen werden.

Die Unterscheidung der verschiedenen Pinguinarten im Satellitenbild ist bisher noch nicht gelöst. Erste Analysen der Färbung des Guanos deuten an, dass dies ein Klassifizierungsmerkmal sein könnte. Für die Entwicklung einer sicheren Methode bedarf es jedoch weiterer Untersuchungen von in-situ Daten, insbesondere um die großen intersaisonalen und intrasaisonalen Unterschiede ausschließen zu können. Auch die Ergebnisse der Artunterscheidung aus Satellitenbildern sollten durch Aufnahmen aus weiteren Saisons und von anderen Kolonien als den bereits untersuchten verifiziert werden.

Nachdem in dieser Studie festgestellt wurde, dass sich intersaisonale Veränderungen von Brutpaarzahlen nur bedingt in Veränderungen der Guanoausdehnung widerspiegeln, sollten hier weitere Analysen zu zeitlichen und räumlichen Zusammenhängen von Veränderungen durchgeführt werden. Ebenso müssen Methoden entwickelt werden, die das Signal der Guanoausdehnung in zuverlässige Brutpaarzahlen umsetzen können.

In den untersuchten Gebieten wurden starke Veränderungen der Guanoausdehnung im Saisonverlauf festgestellt. Insbesondere in den von häufiger Bewölkung betroffenen Gebieten ist es kaum möglich, zu einem standardisierten Zeitpunkt Satellitenbilder zu akquirieren. Daher ist es wichtig, die Muster dieser Veränderungen zu erkennen, um dadurch eine zeitlich differenzierte Interpretation des Flächensignals zu ermöglichen. Zu den möglichen Ansätzen gehört hier eine intensive Beschäftigung mit der Brutphänologie der einzelnen Arten und ein

verbessertes Verständnis ihrer regionalen- und witterungsabhängigen Variabilität. Diese Informationen wiederum können mit präziseren Daten zur Variabilität des Flächensignals (z.B. aus wiederholten Kartierungen oder UAV-Befliegungen) verschnitten werden.

Zur Validierung von Satellitenbildanalysen sind qualitativ hochwertige Kontrolldaten notwendig. Für die Weiterentwicklung der zur Verfügung stehenden terrestrischen Zählmethoden gibt es eine Reihe von Ansatzpunkten. So muss noch eine verlässliche Methode zur Auszählung der UAV-Orthophotomosaik der Pinguinkolonien gefunden werden, die das Problem der sich im Nestbereich aufhaltenden nicht brütenden Individuen löst. Hierzu bieten sich Aufnahmen mit hochaufgelösten Thermalsensoren an, wie auch neue Zählverfahren, die nicht auf den Pinguinnestern sondern auf Individuen basieren.

Die Nutzung von UAV-Technologie in der Antarktis nimmt stark zu. Erste systematische Untersuchungen zur Einschätzung des Störungspotenzials für brütende Pinguine wurden im Rahmen dieser Studie durchgeführt. Diese Untersuchungen sollten auf weitere Aspekte von UAV-Überflügen erweitert werden. Dazu gehören noch nicht berücksichtigte Flugsituationen, andere UAV-Modelle und weitere Arten von Pinguinen und anderen Brutvögeln. Die Aussagekraft der Verhaltensanalysen könnte durch physiologische Methoden (z.B. Messung der Herzschlagraten) qualitativ erweitert werden.

Eine wesentliche Herausforderung für eine überregionale Monitoringstrategie ist es, Datensätze verschiedener zeitlicher und räumlicher Maßstäbe mit unterschiedlichen Qualitäten und aus verschiedenartigsten Quellen miteinander zu verknüpfen. Hier müssen noch Datenbankansätze gefunden werden, die diese Verknüpfung ermöglichen.

Bisherige Studien zur Detektion von Kolonien felsbrütender Pinguine aus Satellitendaten konzentrieren sich vor allem auf Adéliepinguine. Großräumige Studien zu den anderen *Pygoscelis*-Arten gibt es kaum. Vor allem für Zügelpinguine gibt es noch erhebliche Unsicherheiten über deren Gesamtbestand. Für viele Kolonien gibt es noch keine quantitativen in-situ Daten.

Insgesamt ist festzustellen, dass diese Studie die Machbarkeit eines antarktischen Monitorings von Pinguinkolonien bestätigt. Es gibt jedoch noch erheblichen Forschungsbedarf, um die notwendige Qualität für die Erlangung aussagekräftiger Ergebnisse zu erreichen und eine Effizienz, die ein regelmäßiges flächendeckendes Monitoring ermöglicht.

2 Summary

Penguins make up 70 % of bird biomass in the Antarctic (Everson 1977). They are marine predators that gain all of their nutrients from the sea and are, consequently, directly affected by changes in the marine ecosystem. This alone makes penguins particularly important as indicators of alterations in the ecosystem of the Southern Ocean. Surveys of individual colonies are available for various regions of the Antarctic. These surveys show clear evidence of changes in the numbers of penguins and changes in the location of their breeding sites. It is assumed that these changes are linked with global climate change and the associated altered availability of food (Ducklow et al. 2007, McClintock et al. 2008, Trivelpiece et al. 2011).

Only an incomplete picture of the real changes underway can be given by the data from the few colonies for which monitoring programmes have been carried out. It would be very difficult, however, to survey more colonies on the ground because of the enormous length of the Antarctic coasts and the difficulty of reaching them and the effort required to work there. These conditions mean that only the use of satellite remote sensing can provide nearly complete coverage of the entire Antarctic continent and provide quantitative data.

Our investigation concerns satellite detection of the three species of the penguin genus *Pygoscelis*. These three rock-breeding species occur on the Antarctic coast. Long-term observations indicate differing trends in their populations (Birdlife International 2016a, b, c).

The viability of monitoring of this kind has already been demonstrated in a feasibility study (Mustafa et al. 2012). Fretwell et al. (2012) were able to quantify the total population of emperor penguins (*Aptenodytes forsteri*) and Lynch and LaRue (2014) that of Adélie penguins. However, all the methods applied so far have been based on delineating the spreads of guano that penguins deposit in their breeding areas. Direct observations of the birds themselves are not possible. One of the crucial methodological questions is, therefore, how the signal from the surface can be interpreted quantitatively. It is often impossible to obtain satellite images for the most desirable times. This difficulty arises because of the very frequent cloud cover that particularly affects the Antarctic Peninsula region and the sub-Antarctic islands. The question is therefore not just how to interpret images from the most suitable dates of the breeding period but how to interpret images that were taken on non-optimal dates. A further challenge is to differentiate the different species in unknown colonies or in those where they breed sympatrically. To interpret the satellite images it is vital to be able to compare them with data obtained by direct observations in the field. Good quality quantitative data is, however, available only for a few colonies. The large colonies are particularly poorly represented. These considerations demonstrate that new and improved methods for surveying the numbers of breeding pairs in the field are essential to the development of satellite based monitoring of penguin colonies. Monitoring of this kind must be able to provide accurate and consistent results for the whole Antarctic. Methods must be developed, therefore, that are sufficiently efficient to cope with the huge amounts of data produced by covering the coasts of an entire continent. These methods must simultaneously be internally precise and objective. These methodological challenges give rise to a number of questions that have not yet been answered such as, for example:

- Does the extent of guano deposits represent changes of the size of a colony?
- How can penguin colonies in a satellite image be definitely assigned to the different species?

- For which time during the course of the breeding season is it optimal to acquire satellite images?
- What considerations have to be borne in mind in evaluating images that were not taken at this optimal time because of weather conditions?
- How can the enormous amounts of data be evaluated efficiently but nevertheless to a high standard?
- What methodological possibilities exist for increasing the amounts of data available from field surveys that are essential for groundtruthing the remote sensing analyses?

Our study detailed below continues the theme of the feasibility study mentioned above (Mustafa et al. (2012) and is addressed to the above questions with the aim of further developing the existing methods of satellite-based monitoring of Antarctic penguin colonies and of supplementing them with new surveying tools.

Test locations

Four test locations were selected for this project. For all four of these locations ground counts of the current penguin populations were available. These were the test sites Ardley Island, Withem Island and Narebski Point, which are situated in the northern part of the Antarctic Peninsula, and the more southerly, continentally situated test site Cape Bird. There are only chinstrap penguins breeding at Withem Island, gentoo- and chinstrap penguins at Narebski Point, at Ardley Island all three *Pygoscelis* species are breeding sympatrically and only Adélie penguins at Cape Bird.

Testing suitable satellite platforms

In detecting penguins the properties required of the satellite data depend on the specific aims of the project. Each aim demands data with different properties. In order to detect all the penguin colonies in the Antarctic the satellite data required must have two preeminent qualities. First, because huge amounts of data are needed, the data must be acquirable at a reasonable price. And second, it should cover the entire area. For detection, therefore, the best data are provided by intermediate resolution Landsat images (Mustafa et al. 2012, Fretwell et al. 2012, Schwaller et al. 2013). When, in contrast, the aim is accurately determine colony sizes or to detect small-scale changes, the satellite data must have a very high resolution in space and in time. For this aim, the research of Mustafa et al. (2012), Lynch et al. (2012) and Lynch & LaRue (2014) showed that high resolution (submeter) images such as QuickBird and Worldview 2 give the best results.

Because there were no Landsat 7 images available for the time span of the project, images of the new Landsat 8 satellite were tested for their suitability instead. As far as the spectral properties are concerned, the Landsat 8 data is just as suitable for detecting penguin colonies as was the Landsat 7 data. There is likewise no effect of the better spectral coverage and poorer spatial resolution of the thermal infrared. This is because this band is not used for detection because of its coarse spatial resolution. There could be, however, a decline in the ability to detect small colonies because, currently, it is not possible to pansharp the near and short wave infrared bands.

The spatial and temporal coverage of Landsat 8 is, however, clearly better than that of Landsat 7. Since 2003, Landsat 7 has suffered from a technical defect, the Scan Line Corrector Failure (NASA 2011) and since then has not been scanning correctly or completely. Landsat 8, so far, scans without any technical limitations.

A newer high-resolution satellite than Worldview 2 or Quickbird is Worldview 3, started in August 2014. This is unique in so far as has eight relatively high resolution SWIR bands (spatial resolution 3.7 m) in addition to eight high resolution VNIR bands in the visual spectrum and the near infrared (spatial resolution 1.24 m). These eight SWIR bands cover much the same region as does Landsat 8. The disadvantages are, however, that the SWIR bands are at a lower resolution than the VNIR bands and cost more to acquire.

The spatial resolution is 0.31 m at nadir (vertically below the satellite) which is much higher than previous satellites. This high resolution nevertheless does not improve detection very much however as even such a resolution is insufficient for identifying individual birds or nests reliably. Guano covered areas are already well detected with the previous 0.5 m data.

No suitable data from hyperspectral satellites was available for the test areas during the life time of the project. Start times that were planned for during the project were postponed to later dates. In consequence, it was not possible to include these data in our evaluation. There are several launch dates of hyperspectral satellites planned between now and 2020. However, there is little dependable information available on the exact status of these projects. An exception is the EnMAP (Environmental Mapping and Analysis Program) satellite with the HSI hyperspectral sensor. EnMap is in its final preparation phase. The launch is now planned, after several postponements, for 2018 (DLR 2016). That is why older hyperspectral satellite images (EO-1 Hyperion) from an area outside of our test areas were used to get a first impression of their suitability. As a result it was proved that with hyperspectral data guano can be detected. However, a quantitative estimate was not possible because of lacking ground truth data.

Obtaining suitable satellite images

In this project, in order to detect small scale changes, we used the satellite data provided by DigitalGlobe. Since the fusion of DigitalGlobe with GeoEye in 2013, this data is offered together with images from the GeoEye 1 and Ikonos satellites.

The images ordered were the high resolution satellite images from the DigitalGlobe European partner e-GEOS. These images had been captured by several different satellites including GeoEye, QuickBird, Worldview 2 and Worldview 3. New images were ordered as the four channel bundle with four multispectral bands (blue, green, red and near infrared) and the pan channel. In consequence, it was possible to acquire high resolution satellite images of all the test sites although not always for ideal times because of the frequently occurring cloud cover. It was never possible, for example, in any season, to obtain images of Ardley Island for December.

As well as the high resolution satellite images, we also acquired the free Landsat 8 images to use for the intra- and inter-seasonal analysis of the test locations. With these images, however, it is not possible to choose an acquisition data of the image in advance because Landsat 8 images every point in the Antarctic at fixed intervals. The frequency with which a point is imaged increases with the nearness of the point to the South Pole. Parts of the continental Antarctic such as Cape Bird are covered every 1-3 days. The test locations on the northerly Antarctic Peninsula, in contrast, are covered only every 2-7 days. No images were acquired for Ardley Island or Narebski Point because these colonies are too small to be detected safely with the 30 m resolution Landsat 8 images.

Trial and further development of various methods for analysing satellite images

In addition to the methods (Maximum Likelihood Classification, Ratio Approach and subpixel analysis) already investigated in the pilot study (Mustafa et al. 2012), and the methods (Landsat retrieval methods) developed and successfully applied by Schwaller et al. (2013) or Lynch &

Schwaller (2014), in this project new classification procedures were tested as to their suitability for detecting areas covered in guano. To this end the methods were tested on both high-resolution and medium-resolution images. As test areas Cape Bird was chosen for continental Antarctica and Ardley Island for the maritime Antarctic.

Prior to classification, the grey scales (digital numbers) of the images were converted into Top of Atmosphere Reflectance and spectrally sharpened using the Nearest Neighbor Diffusion-Based Pan-Sharpening algorithm (Sun et al. 2014), in order to achieve a resolution of 50 cm for the images in the multispectral channels as well. All classifications were carried out using the ENVI image processing software and the results were compared with each other. The following methods were analysed: Cluster Analyse, Decision Tree, Neural Network, Spectral-Angle-Mapper and the Adaptive-Coherence-Estimator.

The analysis of the various methods for detecting penguin colonies using high-resolution images showed that the new methods tested offer no improvement of the accuracy in comparison to the previously trialled Maximum Likelihood Classification. The results of the Adaptive Coherence Estimator (ACE) classification in particular demonstrate similar accuracy. However, this method has the advantage that, unlike the Maximum Likelihood classification, it only requires one training area or one external spectral signature. Theoretically it would therefore be possible to use it for an automated classification. However, all the methods studied show major problems with the colony on Ardley Island, because of the island's very varied topography and widely scattered nests, which led to frequent false classifications in the results. In contrast, good results were achieved for the Cape Bird colony located in continental Antarctica.

With the ACE classification, better results were obtained with the medium-resolution Landsat 8 images of continental and maritime Antarctic regions. It shows fewer classification errors than the SAM classification that was also studied. It would be theoretically possible to carry out an automated classification of the whole of Antarctica with the two methods. It can be of great benefit to use the decision tree classification as a prelude to a classification, as this can considerably narrow down the areas to be classified (cf. Burton-Johnson et al. 2016) and thus minimise the risk of false classifications, for example when there are clouds.

Ground truthing count methods

Counts on the ground, as exact as possible (Ground Truth Data) are required for judging the predictive ability or the precision of information derived from satellite images. In this project we investigated and compared four different methods (panoramic images, GPS-based complete surveys, GPS-based partial survey, UAV orthomosaics) of obtaining such data. In addition disturbance experiments were performed to reveal the potential of UAV's on disturbing penguins.

To estimate the number of breeding pairs in a colony as quickly as possible panoramic images of the colony should be taken from an elevated position. The nests detectable in the image are then counted. Thereafter, the area covered in the panorama by specific, easily identifiable, groups of nests of typical density is estimated from a satellite image. This should give the average density of nests in the colony. The total area of the colony is then measured in the satellite image and the total number of nests in the colony estimated by the total area multiplied by the average nest density. To evaluate the potential of this method, panoramas were taken during the 2013/14 season from 32 different positions and three were analysed. As a result it was possible to see large areas from a raised view point, but beyond a certain distance within these large areas nests could not be seen separately.

The most accurate measure of the population size of a penguin colony is achieved by direct counts carried out on the ground by a GPS-based complete survey. The spatial arrangement of nests can also be obtained using a GPS supported survey (cf. Peter et al. 2008, Waluda et al. 2014). The disadvantages of ground counts, however, are the great investment in field work needed and the considerable disturbance to the birds. The GPS supported survey of all breeding pairs in the Ardley Island colony (about 7,000 breeding pairs) required two people for 2-3 days of work. The Ardley Island penguin colony was surveyed three times in the framework of this study in the breeding seasons 2013/14, 2014/15, and 2015/16. The number of breeding pairs was assessed each time. The methodology used was that of the previous surveys of this colony (cf. Peter et al. 2008).

The difference between a partial and a complete survey is that in a partial survey only part of the colony is surveyed using GPS and the breeding pairs counted. The density of breeding pairs is then calculated from these data. To estimate the total number of breeding pairs for all nest groups it is then necessary to determine the area covered by all nest groups. This can be done with the help of satellite images that were, where possible, taken at a time near to that when the partial survey was carried out. The number of breeding pairs in the colony can then be determined from the density of breeding pairs determined on the ground in the partial survey and the total area of all nest groups determined from the satellite images. There are two main sources of error with this method. One is the determination of breeding pair density in the partial survey. The other is the determination from satellite images of the area of the nest groups. Both of these sources of error can give rise to major imprecision in the estimations. To assess the size of the errors we tested the process using, as an example, the 2013/14 Ardley Island survey data and a high resolution Worldview 2 image of the same research areas and time. In conclusion, the results indicated that the precision of the breeding pair density estimated from a partial survey of Ardley Island is strongly dependent on the sample size. This sample size is, in its turn, limited by the amount of work required. For example, to be certain of obtaining 5 % precision, 281 nest groups have to be surveyed on the ground. This is ~93 % of all the nest groups on Ardley Island. Whether this result is also valid for other colonies could not be determined. There are, however, large differences in breeding pair density (according to Woehler & Riddle (1998) 0.1-3.1 breeding pairs per square meter).

A relatively new method (Goebel et al. 2015; Mustafa et al. 2014; Ratcliffe et al. 2015; Zmarz et al. 2015) for determining the abundance of penguin colonies is to use UAVs (Unmanned Aerial Vehicles). UAVs perform low level (15 - 300 m) flights over the colony, taking photographs of the ground. These aerial photographs are then stitched together, geo-referenced and calculated to an orthomosaic. The term 'orthomosaic' refers to the mosaic of individual aerial photographs stitched together and geo-referenced from which distortions caused by the terrain have been mathematically removed (orthorectified) using a digital surface model (DSM). Using a high resolution orthomosaic image (< 50 mm ground resolution) allows the nests of a colony to be counted. This method was used during the 2013/14 and 2014/15 season in the research areas of Ardley Island, Withem Island and Narebski Point. During 2014/15, however, bad weather prevented access to both Withem Island and Narebski Point. Overflights were made with sensors for several different spectral ranges (UV, RGB, NIR and thermal infrared).

With an octocopter UAV we took high resolution images (<50 mm ground resolution) of the colonies, created orthomosaics from them and, finally, from the mosaics, counted the nests. It is furthermore possible, using these images of the colonies, to produce 3D terrain models

provided that the image overlaps are large enough. These models can then be used to orthorectify the satellite images with great precision.

To evaluate the quality of the count method in UAV mosaics the number of breeding pairs estimated by counting the UAV mosaic can be compared with that derived from the GPS based complete surveys carried out on the ground. The deviation between the two methods lies between -1 and +11 %. In order to determine the different specific causes of these deviations we compared the results of the UAV survey in detail with the number of nests in individual groups of nests surveyed on the ground. This comparison showed that the number of mis-classifications was higher than the absolute differences between methods. The greatest error factor was the occasional difficulty in discriminating between breeding and non-breeding individuals. Discrimination between occupied nests and penguins without nests might be improved in the future by using sensors with greater resolution. Nests could also be more easily recognized if overflights were made at a lower altitude. This is scarcely practicable, however, because it would greatly extend the time needed to cover a large area and UAVs cannot stay airborne for long. Furthermore, overflights at or below 50 m altitude bear an increased risk to disturb the penguins (Rümmler et al. 2015).

In the 2014/15 season, ultraviolet (UV) and near infrared (NIR) orthomosaics were created in addition to the RGB images. For this purpose the UV-IR cut filter of the camera Sony A6000 was removed and by the use of special filters it was able to take images in the UV, NIR or RGB ranges of the spectrum. The interpretation of the mosaics showed that the UV images provided no improvement over the RGB images for the detection of breeding pairs. This was predominantly due to the great noise present in these images, which prevented recognition of any additional detail. In the NIR, in contrast, guano covered areas are easy to identify, caused by their strong reflection in the NIR region of the spectrum. However, the vegetation present also reflects strongly in the NIR and this can lead to confusion. This problem can be avoided by localizing the vegetation using the NDVI, so that guano and vegetation can be clearly differentiated. Another possibility involves using combined NIR, red and green channels in a false colour image. This combination clearly separates guano surfaces from their background. This is a great advantage of the NIR images over purely RGB images.

UAV flights carrying thermal sensors provided novel insights into the thermal signatures of the penguins and their guano. The higher temperature of the penguins clearly separates them from the lower temperatures of the background. This improves the certainty of identifying penguins, depending on the altitude of the flight. In addition, there is a similar clear temperature difference at flight altitude of 20 m between the guano covered nests and their surroundings. This temperature difference is caused by the higher albedo of the guano.

However, from the usual altitude of 50 m, it was not possible to separate clearly the penguins on nests from those not on nests when using this method for the systematic analysis of large nest groups. Nevertheless, the thermal image allows the unambiguous recognition of penguins that are not standing or lying on the guano-covered areas. The strong contrast of temperature between penguins and guano-covered surfaces offers the potential of automatic object-based classification with the aim of replacing manual counting of the mosaics. This is less likely to be possible in RGB images because the colour contrast between penguins and their surroundings is smaller than in thermal images. This would hinder the use of automatic classification in the visible light images. In the future it might be possible to improve the detectability of structures such as nests and standing penguins from the practicable height of 50 m by using a thermal sensor of greater resolution.

When comparing all the analysed methods, it becomes clear that no method is superior to the others. Full surveying has the highest data quality, but also the greatest time investment, cost and disturbance potential. Panorama photography and partial surveying have the lowest data quality and the high resolution satellite images needed are expensive, but these methods are quick to use and their disturbance potential is limited. The UAV overflights form an intermediate option, providing good data quality while taking relatively little time, for a low cost and low disturbance potential. Its only disadvantage is the high susceptibility to weather conditions. Thus, which method to use ultimately depends entirely on the requirements of the user or on the local conditions, so all of the methods have their own advantages.

Disturbance experiments

During the 2014/15 season we investigated the effect of our UAV's on two locally occurring penguin species, the Adélie penguin (*Pygoscelis adeliae*) and the gentoo penguin (*Pygoscelis papua*). The experiments took place over nine days and they were all carried out on the Ardley Island penguin colony. To determine the potential of drones to disturb the birds, we recorded videos of the individuals during UAV overflights. Behavioural changes were then identified and analysed using CowLog 2.0 software (Hänninen & Pastell 2009). The methods of behavioural analysis were based on the descriptions of Adélie penguins (Schuster 2010; Spurr 1975), gentoos (Van Zinderen Bakker et al. 1971) and for both species (Jouventin 1982). Our results show that the penguin species examined are noticeably affected by drones. All of the experiments revealed that even drones flying at heights of 50 m can still be noticed by the birds. This influence increases as the flight altitude decreases. For both species and flight directions, with the exception of horizontal flights over gentoo penguins, another stronger increase in disturbance below 20 m or 15 m flight altitude, respectively, was found. These results correlate well with observations made by Müller-Schwarze and Müller-Schwarze (1977), who conducted dummy trials with skuas and Adélie penguins and ascertained that reactions to the predator were evident from a flying altitude of the skua of 14 m. This could confirm the theory that the drone resembles a natural predator from the penguins' perspective and therefore would be considered a threat. When comparing the two penguin species, drone take off apparently has a greater influence on Adélie penguins than gentoo penguins, although the basic level of disquiet among gentoo penguins is greater. The reaction to take off was less for gentoo penguins, although take off took place closer to gentoos (25-35 m) than to Adélie penguins (50 m). During low level over flights the disturbance level among gentoo penguins was higher. When contrasted to the control, however, the relative disturbance appears comparable. As only three brooding groups were analysed here, this comparison cannot be considered validated and further experiments are required to confirm these outcomes.

It was ascertained for both species that vertical flights below 20 m generated greater disturbance than horizontal flights. This is explicable as a predator diving directly towards a penguin poses a greater threat than one that is just flying over a brooding group. Nevertheless, some methodological causes should also be considered: for one thing, a vertically flying drone maintains the same horizontal distance from the separate individuals and just gets closer the whole time, while a horizontally flying drone is already moving away from the first individuals encountered, which can calm down, while it is approaching the birds at the other end of the group. As the analysis looks at the mean disturbance within the group, the birds that are already calming down reduce the disturbance level during the flyover. Second, vigilance regarding a vertical flight is easier to recognise for an observer as the penguin must raise its head (and beak), while no body movement may be required if the nest is favourably oriented to

watch a drone during a horizontal flight. Personal observations in the field additionally suggest that the sound of the drone is louder during vertical movements than horizontal flight.

Classifying the colour differences in penguin guano

Using remote sensing methods, it is currently possible to spot and survey seabird colonies, even when the individual animals cannot be identified (e.g. Fretwell et al. 2015; LaRue et al. 2014; Lynch & LaRue 2014). The widespread covering of guano on the ground can often be clearly distinguished from the surroundings due to its difference in colour even at lower resolution satellite images (Fretwell et al. 2015). There have already been successful attempts to define the spatial distribution of breeding sites of the different species among penguins in mixed colonies on satellite images (Lynch et al. 2012). However, these studies are just isolated cases so far. Particularly with completely unknown colonies, it is still very difficult to identify the species present from satellite images. As it is impossible to pick out single individuals reliably with the currently available ground resolution, interspecific differences in the clearly visible guano coloration could provide an important clue for species identification. The aim of this substudy was to ascertain whether there were differences in the guano coloration of a colony of one species over the course of the season or between different species (e.g. due to variations in diet). If that turns out to be the case, those differences could be used to characterise unknown colonies on satellite images based on the colour of the guano of a particular species.

To classify colour differences of the guano, it is necessary to first determine the colour of guano on site or using remote sensing methods. The guano colour is identified on the ground with the help of Munsell colour charts (Munsell 1969) and photography like UAV and satellite images. To be able to compare the colour values of both investigated species at Ardley Island from ground photographs, the mean of the measurements at all test sites was generated. This means that for Adélie penguins, one nest group could be evaluated in the 2014/15 season and three in the 2015/16 season along with three nest groups for gentoo penguins in the 2014/15 season and 13 nest groups in the 2015/16 season.

It was found, that both species examined can only be distinguished at the beginning of the season. It is apparent that the relative red and green components of the Adélie penguin guano are almost the same at the beginning of the season, while the gentoo penguin guano has a clearly higher composition of red in the colour. This is consistent with observations from field workers who noted that at the beginning of the season, Adélie penguin excrement was often green. According to Heine & Speir (1989) this colouration occurs when the penguins have not been hunting for food in the sea for a long time. Sladen (1958) claims the green coloration is due to the penguins' gall pigments, while Myrcha & Tatur (1991) state that it is due to proteins, cholic acid and undigested algae cells (the diet of krill) in the guano. Later in the season this green coloration did not appear, so the red component was stronger. Likewise, a slight increase in the relative red component of both species was evident at the end of the season.

When analysing the relative colour values extracted from the UAV images, it is striking that at the beginning of the season the red and green components are almost equal for Adélie penguins and less pronounced but similar for the gentoo penguins. In the UAV images it is evident that at these sites the guano actually does appear greenish. Later in the season this strong green component fades. Another prominent aspect is the clear increase in the blue component in January, even surpassing the red component at times. In the UAV images this guano looks very dark, almost black. From the satellite images it is striking that the relative red component is much larger than from the ground and UAV measurements. Details confirm that

at the start of the season, the Adélie penguin guano has a relatively larger green component than the gentoo penguin guano. This distinction fades later in the season.

When comparing the individual methods to each other, it firstly becomes evident that the ground photos allow the results of the Munsell color charts to be reproduced. A direct comparison with the UAV and satellite images is difficult as they differ both spatially and chronologically. Nevertheless, the general changes during the season are recognisable in both. Of particular interest to this study was the question of whether colour differences exist between different species which could be recognised by photographic and remote sensing methods. This appears to be the case to a limited extent. All of the research methods could distinguish the guano colour at the test sites with Adélie penguins at the start of the season (beginning of November) from the test sites of the gentoo penguins. The difference is that the relative red and green components are equal (guano appears green in colour) or very similar. In the rest of the season in contrast, the red component predominates for all species. This is consistent with observations from the field. The cause of this colour difference could be a change in the food supply available during the season, but this was not examined in this study. Only UAV images could confirm greenish guano from gentoo penguins at the end of November, although not as pronounced as that from the Adélie penguins. It is not known why this could not be observed with the other methods, but no standardised white balancing could be done with the UAV images, which may have affected the outcome.

Possibilities of distinguishing species

The three penguin species we are interested in are easy to distinguish by habitus with the naked eye on site. In particular, their distinctive colouring is helpful in identifying them. The only reliable characteristic from air is the white, hourglass-shaped patch on the top of the head of gentoo penguins. This allows for some of the individuals to be identified. A ground resolution of 20 mm of the mosaic is often not sufficient to recognise the patch.

It is somewhat easier to differentiate the chicks of the three species examined. Small chicks still confined to the nest have few visible distinctive characteristics on aerial images. Identification is then generally derived from the parent bird present. Once they reach the crèche stage, clear colour differences become visible. Other potential criteria for distinguishing species include spacing between nests, nest density and style of nest grouping. Earlier studies have already explored these possibilities (Naveen et al. 2012; Oelke 1975; Woehler & Riddle 1998; Quintana & Cirelli 2000; Kirkwood et al. 2007). We can conclude that no reliable classification of the individual species based on nest density or spacing can be created from these published data. While the range for one species across the studies is very large.

An indirect method of identifying species is based on the variations in breeding biology and phenology of the three *Pygoscelis* species. The seasonal timing when colonies become established on Ardley Island depends strongly on the ice conditions in the Maxwell Bay and the snow conditions on land and can vary widely from year to year (Mönke & Bick 1988; Peter et al. 1988; Zippel 1987). There is a little variation in the incubation periods between the three species. The longest hatching period is seen with the gentoo penguins, as their young first fledge after 62 - 82 days, and in extreme northern parts of their range this can extend to 85-117 days (Shirihai et al. 2002). Especially the large temporal differences in breeding phenology between Adélie and gentoo penguins compared with chinstrap penguins can help distinguishing the species if the sampling date is favourable. The difference in the state of 50 % young hatched between gentoo penguins and chinstrap penguins on Ardley Island is almost 2 weeks. As the young are clearly recognisable on UAV images, this is a potential distinguishing

characteristic. This hypothesis was tested with an orthomosaic from a UAV flight above Narebski Point on 03/01/2014. It was possible to distinguish all 15 chinstrap penguin nest groups from the 80 gentoo penguin nest groups solely on the basis of the orthomosaic. The distinction was based on the fact that the adults were still breeding in the chinstrap penguin nest groups, producing a set nest structure, while in contrast the chicks had already left the gentoo penguin nest groups and the nest structure was beginning to break down. Validation was done with the KOPRI mapping data from the same season.

Using a Worldview 3 image of Ardley Island from 11/11/2014, we investigated whether Adélie penguin nest groups could be distinguished from gentoo nests and detected solely on the basis of their guano signature. Using GPS-mapped nest groups of both species, the nests were identified and their average spectral signature recorded. As a result, Adélie penguin guano has higher reflectance in the green spectral range. The two types of guano can also be distinguished visually by the green shade of the Adélie penguin guano compared with the orange gentoo penguin guano. This was also possible when only a small group of Adélie penguins was situated among a large gentoo penguin nest group. This phenomenon was only visible in the image from 11/11/2014, already in the image from 30/11/2014, it was no longer possible to distinguish the guano.

Automation of satellite-supported detection of penguin colonies

Since the study by Mustafa et al. (2013), which confirmed to a great extent the theoretical possibility of an automated analysis of satellite images for penguin monitoring, further research has been done on this question (cf. Lynch & LaRue 2014; Lynch & Schwaller 2014; Schwaller et al. 2013b). Methods have already been developed and successfully applied for using medium-resolution images (Landsat) for the automatic detection of guano-covered areas throughout Antarctica (Schwaller et al. 2013b, Lynch & Schwaller 2014). Furthermore, a method is available to automatically find clouds or ice-free land areas in Antarctica, which is important for preprocessing (Burton-Johnson et al. 2016). No method is known yet to detect guano automatically in a large amount of high-resolution satellite data from very diverse areas.

Study of intraseasonal variations in colony expansion and occupation, and the extent to which these can be detected

Many coastal areas of Antarctica have frequent cloud cover. This is true in particular for the South Shetland Islands. For this reason, it is rarely possible to take optical satellite images of the research area at the desired time. It is also often impossible to use other monitoring methods at the optimum times for logistical reasons or due to weather conditions. Detailed knowledge of intraseasonal variability of diverse measurement and target parameters could increase the informative value and transferability of data recorded at times in which conditions are sub-optimal. To this end, the Ardley Island penguin colony, or a part of it, was studied on the ground and from the air using various methods in the 2014/15 season. Depending on the individual imaging method, the number of breeding pairs, the nest group area or phenomenological criteria are then investigated and, finally, the individual results are compared with one another.

Breeding phenology of penguins on Ardley Island

During the seasons 2014/15 and 2015/16, the breeding behaviour of gentoo and Adélie penguins on Ardley Island was investigated thoroughly. The aim was to gain an overview of breeding progress and success over time. In addition, the times of significant breeding events were recorded (e.g. Peak of Egg-laying and Peak of Hatching).

The nests were investigated according to the same criteria in both seasons. For this purpose, the nests were divided into a) nests that contained at least one egg, b) nests with at least one chick, and c) abandoned nests. The comparison of the chronology of breeding in gentoo and Adélie penguins in the two seasons applies only to a limited period of time and is therefore unrepresentative. It suggests, however, that the time course of breeding between years is very similar. This is particularly true for Adélie penguins but also for gentoo penguins in overall terms. How much the time course might vary between seasons over longer periods can only be determined after many years of continued observation. The period between middle of October and the end of January should be set for these observations. Due to our data it seems obvious that the period between 25th November and 10th December matches the optimal time for counting the number of gentoo penguin breeding pairs in the South Shetlands area. For Adélie penguins the optimal period indicated is between 10th and 20th of November.

In order to test variation between seasons using Landsat 8, we attempted to obtain at least one Landsat 8 image from Cape Bird for each month. The guano areas in the images were then determined manually and, for comparison, classified automatically. It was revealed that strong decreases in area at the beginning and the end of the season were caused by a temporary cover of snow, overlaying most of the colony and thus hindering detection of guano areas. When all three seasons are considered together, it is clear that the guano areas detectable on Cape Bird do not change during the season (apart from the changes due to snowfall mentioned above). The smaller variations between seasons in the guano areas are within the measurement error because, given the low resolution of Landsat 8 images and the small size of the colonies, even a difference of a few pixels produces large changes in the apparent areas.

For the 2014/15 season, it was possible to acquire four cloud-free high resolution images of Ardley Island from the DigitalGlobe satellite constellation. These images covered the period from the beginning of November to the beginning of February. In the following season, because of cloud cover, the earliest suitable images possible to acquire were from the beginning of January. The guano areas in these images were assessed using manual image interpretation in order to investigate the intraseasonal variation in guano area.

There is generally a clear increase in the guano area during the course of the season. Examining the results in more detail, it can be seen that the guano areas are the same size in October/November at the beginning of the season. The increase starts only thereafter. Because there is no increase in the number of nests after the beginning of December the cause of the increase in area covered by guano might be the result of guano distribution. This is suggested by interpretation of the satellite images. There are two mechanisms that might be responsible for the spread of guano over the surface. One is fluvial processes (erosion) and the other is distribution by the penguins themselves. Both these processes are particularly evident at the end of the season when the snow has melted and the chicks have already formed crèches. They therefore correlate well with the increase in area observed that takes place at the same time. The images of the research area for October and November 2014 show considerable snow cover whereas hardly any large areas of snow can be seen between nest groups in images from January and February. It can also be observed that new guano-covered areas form near the beach at the end of the season. These are just the areas where crèches can be frequently found. As can be seen in the images from mid of February, reductions in the guano areas can also occur very late in the season. Such reductions are possibly caused by the increase in abandoned nests and the consequent reduction in guano addition from adults, in combination with erosion going on at the same time.

Matching breeding phenology with guano area from satellite images

It is sometimes possible, when satellite images are acquired, that the only images that can be obtained of particular areas are from times late in the season. By this time the penguin chicks have already gathered together in crèches and the former clear boundaries between nests are obliterated. At this point the area of the colony covered with guano is much larger than at the beginning of the season even though the number of nests steadily declines in the course of the breeding season. If the number of nests was then to be calculated solely on the basis of the area covered with guano, the result for the end of the season would be an unrealistically high number. In order to evaluate data even from these late and inconvenient time points, we investigated how much the guano areas change during the season and whether there is any connection between these changes and the breeding phenology of the colonies concerned. We therefore calculated the mean density of nests in the guano covered areas of the Ardley Island colony for the four seasons 2005/06 and 2013/14 - 2015/16. The number of nests was derived from the field counts of active nests made during the full surveys of the same four seasons. The area covered with guano was determined from the high resolution satellite images. The average nest densities were correlated ($R^2 = 0.84$) with the date on which the satellite images were taken. The nest density of guano covered areas of the Ardley Island colony thus declines continually during the course of the seasons examined. In this analysis, however, it must be taken into account that only one image was available for two of the seasons and that it was not possible to analyse any image from mid of December.

Investigating interseasonal variations in colony expansion and occupation and their detectability

The detectability of interseasonal variations in colony expansion and occupation was investigated with high- and medium-resolution satellite images of colonies on Ardley Island and Cape Bird. For Narebski Point, only one snow- and cloud-free high-resolution satellite image was available for the study, and thus the analysis could not include this region.

Due to the large seasonal variability on Ardley Island, no interseasonal comparison can be made with the guano-covered areas detected on high-resolution satellite images. Therefore, we looked for a correlation between the number of nests and the area of the nest groups obtained from ground surveys. The surveys from eight seasons on Ardley Island (2003/04 - 2005/06 and 2012/13 - 2015/16) were evaluated. The result of the analysis shows no such correlation for Ardley Island ($R^2 = 0.05$). A possible reason for this result, and one previously described by Mustafa et al. (2005), could be that a change in the number of breeding pairs alters the density among the nest groups rather than the area of the nest groups. This would mean that on Ardley Island, no changes in the number of breeding pairs can be detected based on the nest group area. If there is a radical increase or decrease in the number of breeding pairs, however, a significant change in the nest group area could be expected.

In the research area located in East Antarctica, Cape Bird, we also investigated whether interseasonal fluctuations in breeding pairs could be detected with high-resolution satellite images. The database for the study was provided by six high-resolution satellite images from six different seasons in the period 2007/08 to 2015/16, in which the guano-covered areas of the Cape Bird North colony could be delimited manually. They were compared with the census data from the New Zealand Landcare Research (Landcare Research 2016) culled from aerial images from flyovers (Taylor et al. 1990). This comparison showed that the guano-covered area of the colony did not change significantly during the period of investigation, whereas in the same period the number of breeding pairs rose by 40 %. Thus, changes in the number of breeding pairs of Cape Bird North cannot be detected by the guano-covered surface area.

We also investigated whether interseasonal fluctuations in breeding pairs could be detected on the medium-resolution Landsat images. The number of breeding pairs (Landcare Research 2016) was again compared with the manually determined guano-covered areas of Cape Bird North on Landsat images. For this analysis, 17 cloud-free Landsat images at 30 m ground resolution were evaluated, which had been recorded between 1985 and 2015 with a variety of sensors (TM, ETM+ and OLI).

The results show no correlation between the guano-covered areas detected and the number of breeding pairs. The colony's area barely changed at three different time points, although the number of breeding pairs more than tripled between 1984/85 and 2014/15. Thus Landsat images did not allow detection of any changes in the number of breeding pairs at Cape Bird North according to the guano-covered area, even when the population more than tripled. The cause is assumed to be a change in density within the borders of the colony or nest groups.

Outlook

In the sections above we described the potential and the limitations of using remote sensing data to monitor Antarctic penguin colonies. We investigated how appropriate are current high resolution and intermediate resolution satellites in terms of their spatial, temporal, structural and scalar aspects. This investigation indicated that high resolution images were highly capable of detecting even small colonies. However, intermediate resolution Landsat 8 images had limited ability to detect small or structurally complex colonies. Nevertheless, these images have the advantage that they can be classified automatically. This has not yet been possible for high resolution images from a variety of different areas because of the limited spectral coverage of these images. This limitation might be alleviated by the SWIR bands of the Worldview 3 satellite. Also promising are the spectral configuration of the new intermediate resolution sensors such as Sentinel 2 which are like those of Landsat. In this respect, hyperspectral sensors, the intensive development of which has already begun, should also be considered.

It has not yet been possible to discriminate between different species of penguins in satellite pictures. Initial analyses of guano colours suggest that these colours could be classification characteristics. However, the development of a consistent method requires further investigation using in-situ data, particularly in order to account for the great inter- and intra-seasonal differences. The results of species differentiation from satellite images should also be verified using images from other seasons and other colonies.

The study also determined that differences between seasons in the numbers of breeding pairs were not very precisely reflected by changes in the area of ground covered by guano. In this respect, too, therefore, additional analyses must be carried out to determine the spatio-temporal associations of these changes. Equally, reliable methods must be developed to convert guano area signals into numbers of breeding pairs of penguins.

Strong changes of the guano extent during the season were found in the test locations. Owing to the frequent cloud coverage of the test locations it is hardly possible to acquire satellite images at a standardized date. Hence, it is necessary to understand the patterns of these changes to allow a temporally differentiated interpretation of the spatial signal. Possible approaches are intensive analyses of the breeding phenologies of the different species and an improved understanding of its regional and weather-dependent variability. These information could be combined with more precise data on the variability of the spatial signal (e.g. by repeated ground mapping or UAV surveys).

Counts on the ground, as exact as possible (Ground Truth Data) are required for judging the predictive ability or the precision of information derived from satellite images. There are a number of approaches for the further development of such count methods. As such, a reliable method to derive breeding pair numbers from UAV orthomosaics of penguin colonies has to be found, answering the question of non-breeding individuals staying in the breeding area. Possible solutions are the use of high resolution thermal imagery as well as new count methods on the basis of total individuals instead of penguin nests.

The use of UAV technology in the Antarctic strongly increases. During this study first systematic analyses were performed to evaluate the influence of UAV overflights on breeding penguins. These analyses should be extended to include different flight situations, other UAV models, more penguin species and other breeding birds. To increase the reliability of such behavioral analyses the analysis could be extended qualitatively by physiological methods (e.g. heart rate measurements).

A major challenge for a supraregional monitoring strategy is the linking of data sets with different temporal and spatial scales, different qualities and from very different sources. Data base approaches have to be found to ensure this linkage.

Previous studies on the detection of colonies of rock-breeding penguins mainly focus on Adélie penguins. Large-scale studies on the other species of *Pygoscelis* penguins are rare. Particularly for Chinstrap penguins, major uncertainties exist on the dimension of the total population. For many colonies quantitative data is missing.

This study confirmed the feasibility of an Antarctic-wide monitoring of penguin colonies. However, there still is a need for research to ensure the necessary quality to achieve reliable results and an efficiency that allows a regularly monitoring across the whole area.

3 Einführung

Pinguine machen 70 % der durch Vögel gestellten Biomasse in der Antarktis aus (Everson 1977). Als mariner Prädator ernähren sie sich ausschließlich im Meer und sind damit von Veränderungen des marinen Ökosystems direkt betroffen. Allein hierdurch kommt den Pinguinen eine besondere Bedeutung als Indikator für Veränderungen des Ökosystems Südozean zu. Zudem hat kaum eine andere Tiergruppe der Südpolarregion das Potenzial, aus dem Weltall und damit theoretisch flächendeckend beobachtet zu werden. Aus verschiedenen Regionen der Antarktis vorliegende, punktuelle Beobachtungen einzelner Kolonien zeigen deutliche Bestandsveränderungen bei verschiedenen Pinguinarten und räumliche Verschiebungen von deren Brutplätzen. Es wird angenommen, dass dies im Zusammenhang mit dem globalen Klimawandel und der damit einher gehenden veränderten Verfügbarkeit von Nahrung steht (Ducklow et al. 2007, McClintock et al. 2008, Trivelpiece et al. 2011).

Die vorliegende Untersuchung beschäftigt sich mit der satellitenbasierten Detektion der drei an den antarktischen Küsten vorkommenden felsbrütenden Pinguinarten der Gattung *Pygoscelis*. Langzeitbeobachtungen zeigen teilweise unterschiedliche Trends in der Entwicklung der Populationen dieser Arten (Birdlife International 2016a, b, c).

Der Bestand des Adéliepinguins wird mit ca. 3,52-4,10 Millionen Brutpaaren angegeben (H. J. Lynch and LaRue 2014), Birdlife International 2016a). Vergleicht man dies mit Bestandszahlen aus den 1990er Jahren, bedeutet dies eine Zunahme von ca. 27 % (ohne die seitdem neu entdeckten Kolonien) seit Mitte der 1990er Jahre (Woehler 1993, Woehler & Croxall 1997). Die Art wird aktuell durch die IUCN in die niedrigste Gefährdungskategorie „least concern“ eingeordnet. Ein Anstieg der Adéliepinguinpopulationen war vor allem in der Ostantarktis und im Süden der Antarktischen Halbinsel zu beobachten (Lyver et al. 2014, Southwell et al. 2015, Saille et al. 2013), während die Populationen im Norden der Antarktischen Halbinsel eher stabil sind oder abnehmen (Lynch et al. 2012, Fraser et al. 1992). Trotz der derzeitigen Zunahme gehen Ainley et al. (2010) davon aus, dass bei einer Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur der Troposphäre um 2°C zum vorindustriellen Niveau die Bedingungen in Kolonien nördlich 70°S schwieriger werden und Kolonien nördlich 67-68°S gar vollständig verschwinden. Hinke et al. (2017) bestätigen Letzteres, indem sie anhand von modellierten Nestzensusdaten eine fortgesetzte Abnahme der Kolonien im Bereich der nördlichen Antarktischen Halbinsel bis 2041 prognostizieren. Es ist anzunehmen, dass diese Veränderungen insbesondere von der Entwicklung der Meereisbedeckung beeinflusst werden, da Adéliepinguine das Eis vor allem während der kurzen Helligkeitsphase im Winter zum Erreichen von Krillvorkommen in Bereichen aufsteigenden Tiefenwassers benötigen. Ähnlich problematisch wirkt sich die, insbesondere in Bereichen der Antarktischen Halbinsel, beobachtete zunehmende Schneebedeckung im Frühjahr auf die zeitig brütenden Adéliepinguine aus (Erdmann 2011, McClintock et al. 2008, Ainley et al. 2010). Die tatsächliche künftige Entwicklung ist jedoch schwer einzuschätzen. So unterliegt die Ausdehnung des Meereises regional sehr unterschiedlichen Trends, deren Hintergründe noch nicht vollständig verstanden sind (Mustafa et al. 2016, Stammerjohn & Maksym 2017, Turner et al. 2015). Auch ist die Gesamtwirkung des Klimawandels auf die Adéliepinguinpopulationen sehr komplex, da unterschiedliche Faktoren auf Brut-, Nahrungs- und Migrationsgebiete wirken. Cimino et al. (2016) gehen von einer sehr standortspezifischen Wirkung des Klimawandels auf diese Art aus. Youngflesh et al. (2017) stellten fest, dass der Einfluss des Klimawandels auf den Lebenszyklus von Adéliepinguinen bisher zu keiner Verringerung des Bruterfolgs im Sinne der match/mismatch-Hypothese (Cushing 1990) geführt hat. Dagegen wirken sich intersaisonale

Schwankungen der Umweltbedingungen sehr stark auf den Bruterfolg aus. Eselspinguine sind mit bis zu 90 cm Körperlänge die Größten ihrer Gattung und die drittgrößte Art aller Pinguine. Ihr Verbreitungsgebiet liegt mit 46 – 66°S deutlich nördlicher als jenes der Adéliepinguine. Die Gesamtpopulation wird von H. J. Lynch & LaRue (2014) auf 387.000 Brutpaare geschätzt, was eine deutliche Steigerung zu den von Wöhler (1993) ermittelten 314.000 Brutpaaren bedeuten würde. Dieser Anstieg wird trotz erheblicher jährlicher Schwankungen auch von den meisten Einzeluntersuchungen bestätigt (z.B. Baylis et al. 2013, Trathan et al. 1996, Peter et al. 2008). Lediglich Populationen im südwestlichen Indischen Ozean weisen abnehmende Trends auf (Crawford et al. 2014, Lescroël & Bost 2006). Als Gefährdungsstatus wird daher von der IUCN ebenfalls die niedrigste Kategorie „least concern“ angegeben. Ursachen für die Bestandszunahmen sind bisher nicht bekannt, werden aber in Veränderungen mariner Nahrungsnetze vermutet (Birdlife International 2016b). McClintock et al. (2010) nehmen an, dass die Meereis meidenden Eselspinguine mit dessen Rückgang einen besseren Zugang zu reichen Nahrungsgründen haben. Außerdem entsteht ihnen aufgrund ihres späteren Brutbeginns, im Unterschied zu den Adéliepinguinen, ein geringeres Risiko eines Brutausfalls durch verstärkte Schneefälle im Frühjahr.

Wie die beiden zuvor erwähnten Arten wird auch der Zügelpinguin (*Pygoscelis antarctica*) von der IUCN in die Kategorie „least concern“ eingeordnet. Dem liegt vor allem die enorme Gesamtgröße der Population zugrunde, die nach Convey et al. (1999) auf ~4 Millionen Brutpaare geschätzt wird. Insgesamt herrscht aber große Unsicherheit über die tatsächliche Anzahl der Zügelpinguine, da es für viele Kolonien keine Bestandszahlen gibt (Birdlife International 2016c). Bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts wurde in vielen Kolonien eine deutliche Zunahme verzeichnet, was vor allem auf eine verminderte Nahrungskonkurrenz zu den stark bejagten Walen und Robben zurückgeführt wurde (del Hoyo et al. 1992). In letzter Zeit wird jedoch aus einer Reihe von Kolonien von einer Abnahme der Populationen berichtet (z.B. Woehler et al. 2001, Sander et al. 2007a, Sander et al. 2007b, Trivelpiece et al. 2011, Barbosa et al. 2012, Naveen et al. 2012). Lynch et al. (2012) schätzten eine derzeitige Abnahme der Gesamtpopulation um $1.1 \pm 0.8\%$ pro Jahr. Jedoch ist der Trend regional sehr verschieden, so wurde an einigen Standorten eine Zunahme festgestellt (z.B. Fraser et al. 2016) während andere stabil erscheinen (z.B. Lynch et al. 2016). Die bisher angenommene These, dass die Zügelpinguine, die im Winter bevorzugt im eisfreien Wasser jagen, vom Rückgang des Packeises profitieren und im Bestand zunehmen würden (Fraser et al. 1992, Smith et al. 1999, Ducklow et al. 2007, McClintock et al. 2008), wird inzwischen zunehmend in Frage gestellt. So verweisen Trivelpiece et al. (2011) darauf, dass der Einfluss des Packeises für Zügelpinguine durch Geländebefunde nicht bestätigt wird und richten daher den Fokus auf Veränderungen der Abundanz ihrer Hauptnahrungsquelle, dem Krill. Gerade hier zeigt sich, dass genauere Informationen und bessere Daten zur Dynamik der Pinguinbestände notwendig sind, um die Wirkzusammenhänge in der Veränderung des Antarktischen Ökosystems zu erfassen.

Aufgrund der enormen Ausdehnung der antarktischen Küste und ihrer schwierigen und aufwendigen Zugänglichkeit ergeben die wenigen Kolonien, an denen Monitoringprogramme durchgeführt werden, nur ein unvollständiges Bild von den tatsächlichen Veränderungen. Unter solchen Verhältnissen bietet einzig die Anwendung von Satellitenfernerkundung die Möglichkeit, weitestgehend flächendeckend für die gesamte Antarktis quantifizierbare Informationen zu erhalten.

In einer Machbarkeitsstudie (Mustafa et al. 2012) wurde bereits die methodische Durchführbarkeit eines solchen Monitorings aufgezeigt. Fretwell et al. (2012) konnten inzwischen schon die Gesamtpopulation der Kaiserpinguine (*Aptenodytes forsteri*) quantitativ

abschätzen und Lynch & LaRue (2014) die der Adéliepinguine. Alle bisher angewendeten Methoden basieren jedoch nicht auf der direkten Beobachtung der Tiere, sondern auf der Abbildung der Guanoablagerungen, die sie in Ihrem Brutareal hinterlassen. Somit ist die quantitative Interpretation des Flächensignals eine der wichtigsten methodischen Fragestellungen. Aufgrund der insbesondere im Bereich der Antarktischen Halbinsel und der subantarktischen Inseln sehr häufigen Bewölkung ist es oft nicht möglich, Satellitenaufnahmen zum gewünschten Zeitpunkt zu akquirieren. Damit stellt sich nicht nur die Frage nach dem für die Interpretation geeigneten Aufnahmezeitpunkt während des Brutverlaufs, sondern auch die nach der Interpretation der Aufnahmen, die nicht zum optimalen Zeitpunkt gemacht wurden. Eine weitere Herausforderung besteht in der Unterscheidung der verschiedenen Arten in unbekanntem Kolonien oder solchen, in denen sie sympatrisch brüten. Für die Interpretation der Satellitenaufnahmen ist der Vergleich mit direkt im Gelände erhobenen Daten unerlässlich. Qualitativ hochwertige Daten liegen jedoch nur für wenige Kolonien vor - insbesondere große Kolonien sind hier deutlich unterrepräsentiert. Daher ist auch die Weiter- und Neuentwicklung von Geländemethoden zur Brutpaarerfassung wichtig für die Entwicklung eines satellitenbasierten Monitorings von Pinguinkolonien. Ein solches Monitoring soll für die gesamte Antarktis korrekte und konsistente Ergebnisse erbringen. Daher müssen Methoden erarbeitet werden, die effizient genug sind, die gewaltigen Datenmengen zur Abdeckung der Küsten eines ganzen Kontinents zu bewältigen. Gleichzeitig müssen diese Methoden auch inhaltlich präzise und objektiv sein.

Aus diesen methodischen Herausforderungen ergeben sich eine Reihe bisher noch nicht beantworteter Fragen, wie z.B.:

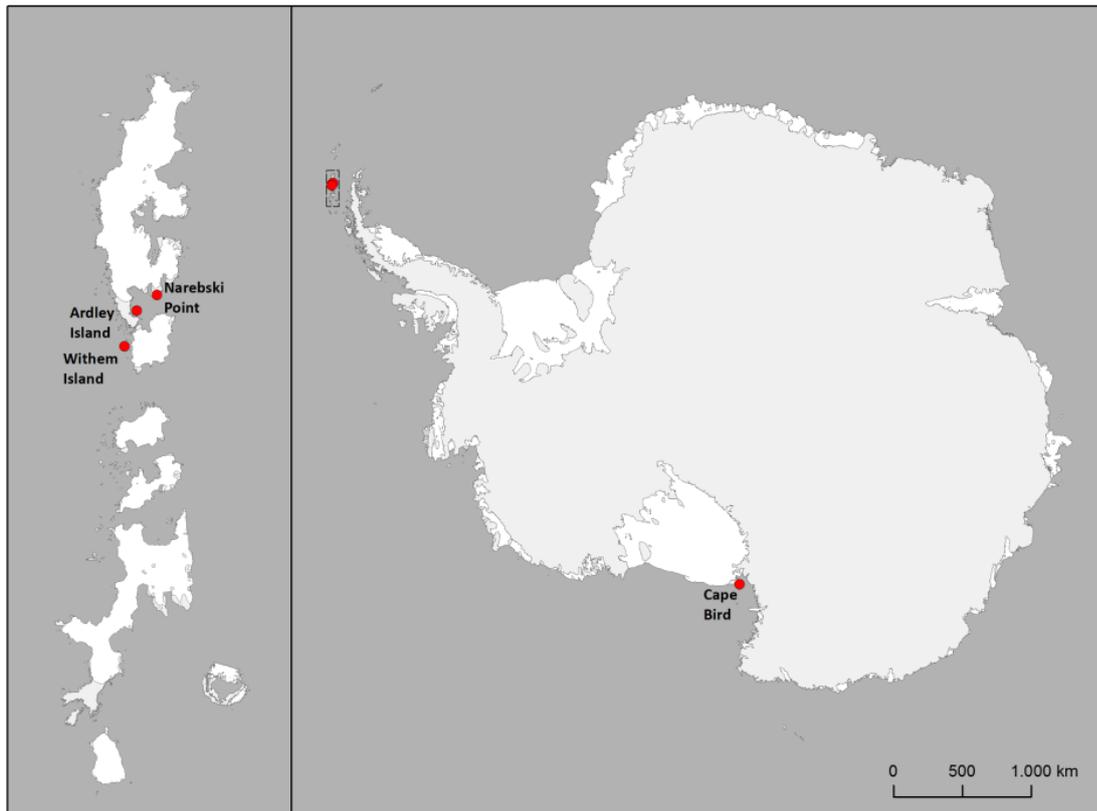
- Wird die tatsächliche Größe einer Kolonie durch die detektierte Guanoausdehnung repräsentiert?
- Wie können Pinguinkolonien auf einem Satellitenbild eindeutig den verschiedenen Arten zugeordnet werden?
- Welcher Zeitpunkt im Verlauf einer Brutsaison ist optimal für die Akquise eines entsprechenden Satellitenbildes?
- Was ist bei der Auswertung von Aufnahmen zu berücksichtigen, die aufgrund der Witterung nicht zu diesem optimalen Zeitpunkten gemacht werden konnten?
- Wie lässt sich die große Datenmenge effizient und trotzdem qualitativ hochwertig auswerten?
- Welche methodischen Möglichkeiten gibt es, die Menge der zur Verfügung stehenden und für die Validierung der Fernerkundungsanalysen essentiellen Bodenkontrolldaten zu erhöhen?

Die nun vorliegende Studie schließt inhaltlich an die oben genannte Machbarkeitsstudie von Mustafa et al. (2012) an und widmet sich den genannten und weiteren Fragestellungen mit dem Ziel, die zur Verfügung stehenden Methoden zum satellitenbasierten Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis weiter zu entwickeln und um neue Werkzeuge zu ergänzen.

4 Testgebiete

Für die Untersuchungen in diesem Projekt wurden insgesamt vier Testgebiete ausgewählt, für welche aktuelle Bodenzählungen zu den Pinguinbeständen zur Verfügung stehen. Drei Testgebiete befinden sich in der maritim geprägten Antarktis bei King George Island (South Shetland Island) und ein Testgebiet (Cape Bird) in der kontinental geprägten Ostantarktis im McMurdo Sound (siehe Abbildung 1).

Abbildung 1: Lage der Testgebiete



Basisdaten: SCAR Antarctic Digital Database

4.1 Ardley Island

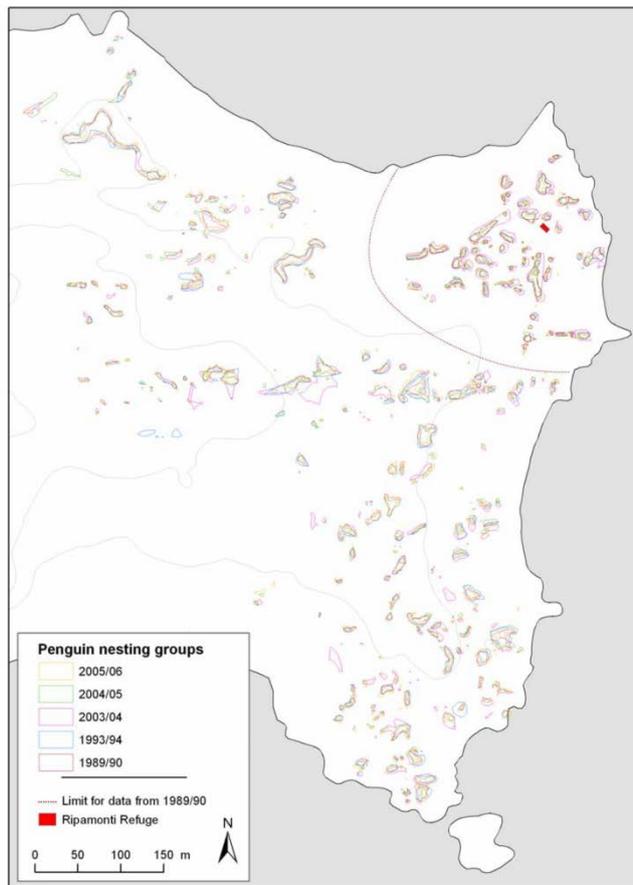
Position: 62,2°S/ 58,9°W

Die 1,1 km² große Insel Ardley befindet sich in der Maxwell Bay, im Südosten von King George Island. Sie ist der ca. 400 m entfernten Halbinsel Fildes östlich vorgelagert und bei Ebbe durch eine Landbrücke (Isthmus) mit dieser verbunden. Die Fildes Halbinsel ist mit etwa 29 km² das größte eisfreie Gebiet von King George Island. Die Pinguine auf Ardley Island brüten in der Regel auf leicht abgesetzten Rücken oder Strandterrassen, da diese zeitig im Frühjahr schneefrei werden, aber auch auf schroffen Felsen weiter im Inland. In Strandnähe und auch bis weit ins Inland besteht der Untergrund meist aus grobem, grau-schwarzem Kies; die Felsen weisen eine dunkle Farbe auf. Die Grünalge *Prasiola crispa* kommt aufgrund des hohen Nährstoffangebotes in der Nähe der Pinguinkolonien flächig vor und ist durch ihrer grünen Farbe sehr auffällig. Bei länger anhaltender Trockenheit (und Wind) wird sie allerdings verdriftet. Bei feuchter Witterung wird sie aufgrund von Guanoabfluss und durch Pinguintritte

unter die Bodenoberfläche befördert und ist zumindest in Koloniennähe stellenweise nicht mehr sichtbar. Alle drei *Pygoscelis*-Arten brüten dort nebeneinander.

Eine detaillierte Kartierung aller Brutkolonien auf Ardley Island erfolgte durch die Arbeitsgruppe Polar- und Ornitho-Ökologie der Friedrich-Schiller-Universität Jena während der Brutsaisons 2003/04 bis 2005/06 (vgl. Peter et al. 2008) sowie in den Saisons 2012/13 (vgl. Peter et al. 2013) bis 2015/16 (vgl. Braun et al 2017).

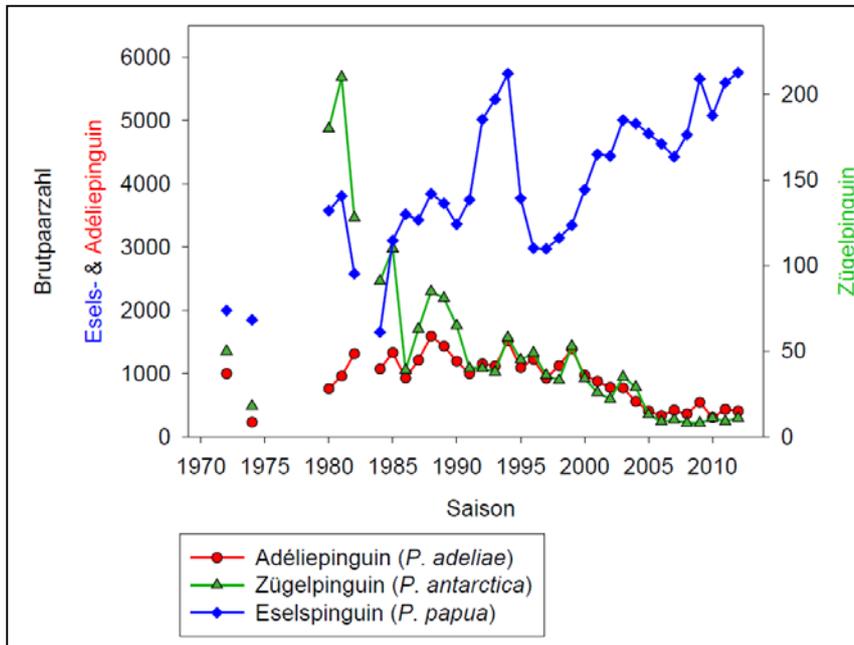
Abbildung 2: Veränderung der räumlichen Ausdehnung der Pinguinnestgruppen auf Ardley Island während fünf verschiedener Saisons zwischen 1989 und 2006



Peter et al. 2008

Die gleiche Arbeitsgruppe führt seit den 1970er Jahren Zählungen durch (siehe Abbildung 3). Hierbei zeigt sich eine deutliche Zunahme der Anzahl brütender Eselspinguine (*Pygoscelis papua*), während sich die Zahlen für Zügel- (*Pygoscelis antarctica*) und Adéliepinguine (*Pygoscelis adeliae*) nach starker Abnahme seit ca. 10 Jahren auf niedrigem Niveau stabilisieren (vgl. Peter et al. 2013 und Braun et al 2017).

Abbildung 3: Brutpaarzahlen von Adélie-, Zügel- und Eselspinguinen auf Ardley Island



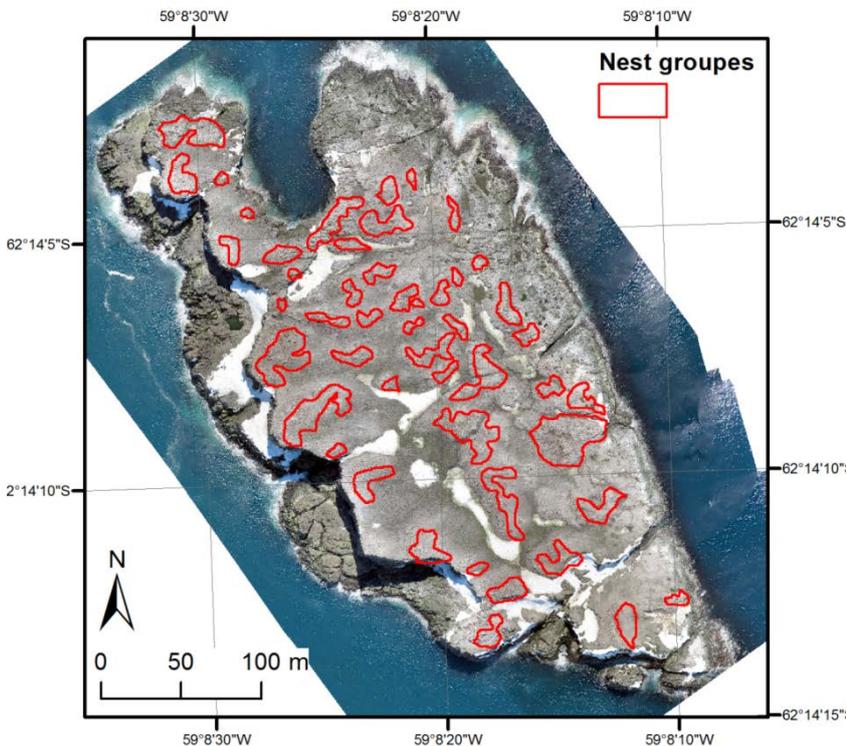
Peter et al. 2013a

4.2 Withem Island

Position: 62,2°S/ 59,1°W

Die Insel Withem besitzt eine Ausdehnung von ca. 200 x 500 m und liegt vor der Nordwestküste von Nelson Island (South Shetland Island). Es gab bisher nur wenige gesicherte Informationen zu der dort befindlichen Zügelpinguinkolonie. So berichten Shuford & Spear (1988) in ihren Beobachtungen im Februar 1987, dass die Insel „covered with penguins“ – also bedeckt mit Pinguinen wäre. Des Weiteren zeigen Daten (Kopp et al. 2010) der Arbeitsgruppe Polar- und Ornitho-Ökologie der Friedrich-Schiller-Universität Jena, dass diese Insel ein bedeutendes Jagdgebiet für auf der Fildes-Halbinsel brütende Skuas ist. Der deutlichste Hinweis ist jedoch öffentlich zugänglichen Satellitenbildern zu entnehmen, auf denen klar zu erkennen ist, dass fast die gesamte Insel von Pinguinen als Brutgebiet genutzt wird (siehe Abbildung 4). Daten über die Artzusammensetzung und die Brutpaarzahlen existierten bis zu dieser Untersuchung nicht.

Abbildung 4: Zügelpinguinnestgruppen auf Withem Island (UAV-Orthophotomosaik vom 29.12.2013)



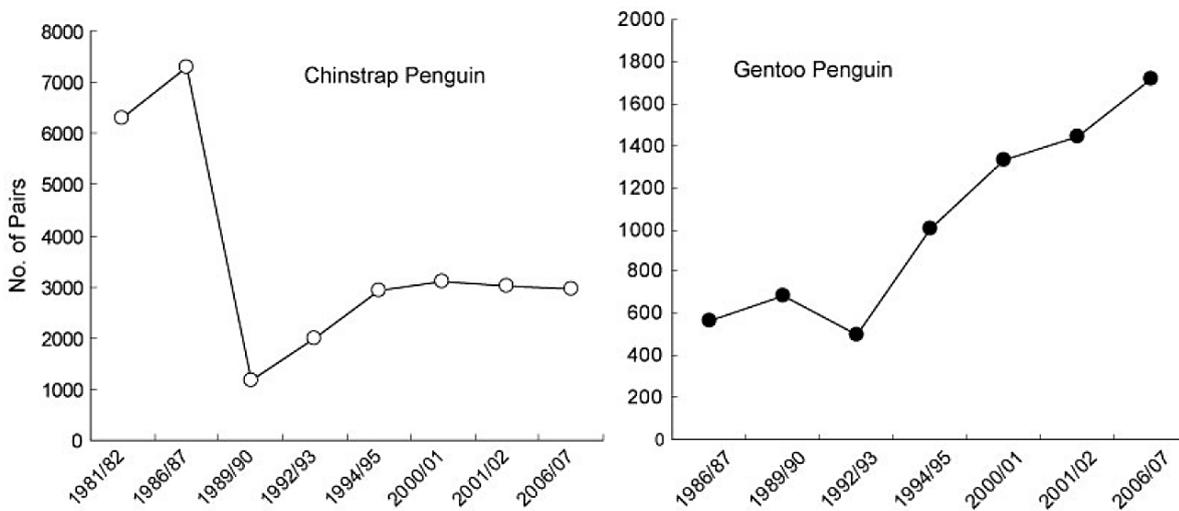
4.3 Narebski Point

Position: 62,2°S/ 58,7°W

Die Kolonie Narebski Point befindet sich an der Südost-Küste der Barton-Halbinsel (King George Island, South Shetland Island). Das Gebiet ist seit 2009 als Antarctic Specially Protected Area (ASP) Nr. 171 ausgewiesen. Bereits in der Begründung für diese Ausweisung wird auf das Potenzial des Gebietes als Referenzstandort für Monitoringtätigkeiten insbesondere hinsichtlich Fragen des Klimawandels und des direkten Einflusses menschlicher Aktivitäten hingewiesen (ATCM 2009).

Der geologische Untergrund der Barton-Halbinsel besteht im Wesentlichen aus vulkanoklastischem Material der Sejong-Formation, welches teilweise von mafischen bis andesitischen Laven überdeckt wird. Dunkle (mafische) vulkanische Gänge (Dykes) durchdringen diese Formation insbesondere an der Südküste. Ein solcher vulkanischer Gang bildet auch die Basis für das stark reliefierte Gebiet von Narebski Point (Kim et al. 2002).

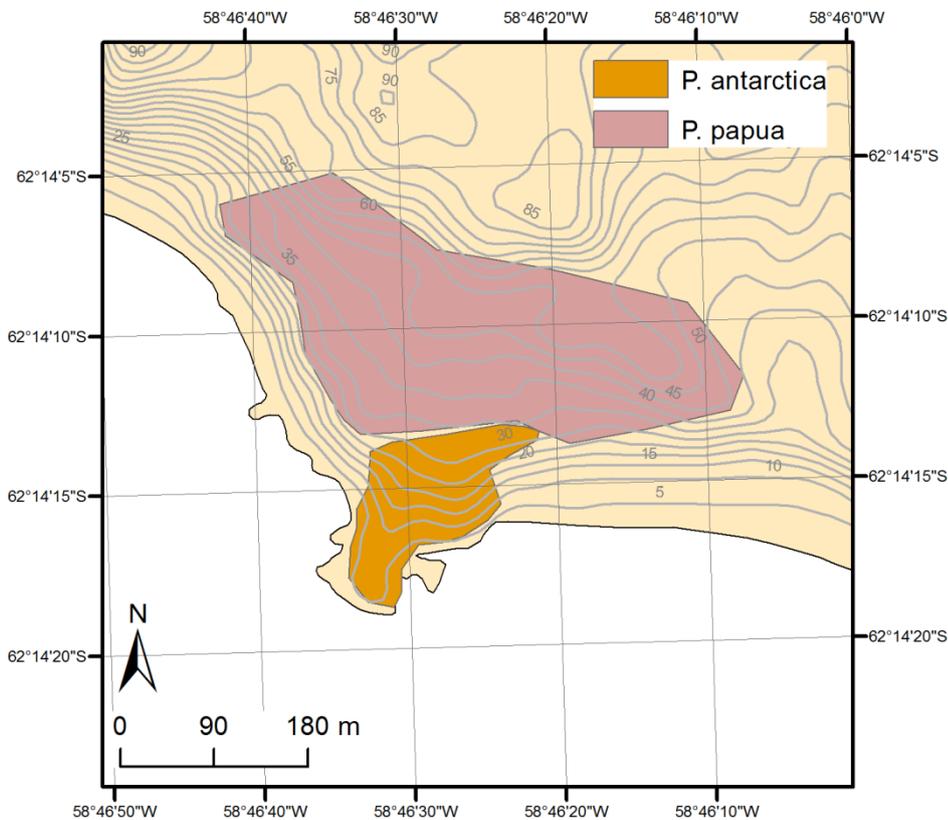
Abbildung 5: Entwicklung der Zahl der Brutpaare von Zügel- (links) und Eselspinguinen (rechts) in der Kolonie Narebski Point



ATCM 2009

Bisher wurden Zählungen in der Pinguinkolonie vor allem von Wissenschaftlern der nur ca. 1,5 km entfernten südkoreanischen Station King Sejong durchgeführt (vgl. Kim 2002; MEV 2007). Laut dieser Zahlen, hat sich die Anzahl der Zügelpinguine nach einem starken Einbruch am Ende der 1980er Jahre auf einem Niveau von ca. 3.000 Brutpaaren stabilisiert. Die Anzahl der Eselspinguine nimmt dagegen seit dieser Zeit erheblich zu. Ihre Zahl hat sich bis zur Saison 2006/07 mit ca. 1.800 Brutpaaren fast verdreifacht.

Abbildung 6: Verteilung der Kolonien von Eselspinguinen (*P. papua*) und Zügelpinguinen (*P. antarctica*) auf Narebski Point, erstellt auf Basis einer UAV-Befliegung vom 03.01.2014

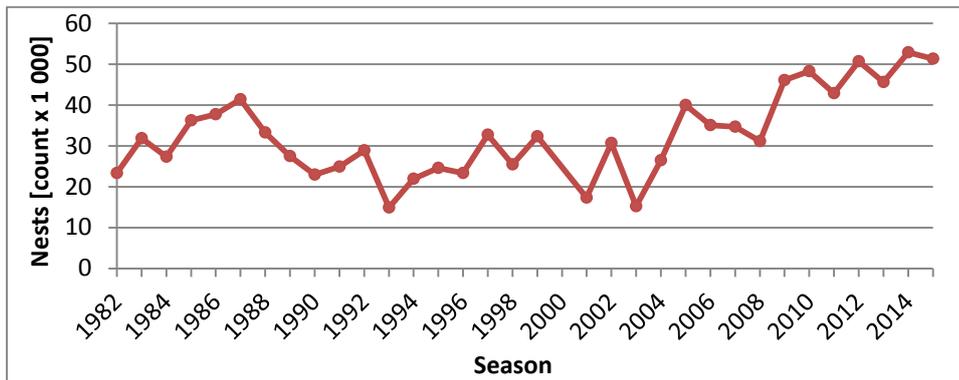


4.4 Cape Bird

Position: 77,2°S/ 166,4°E

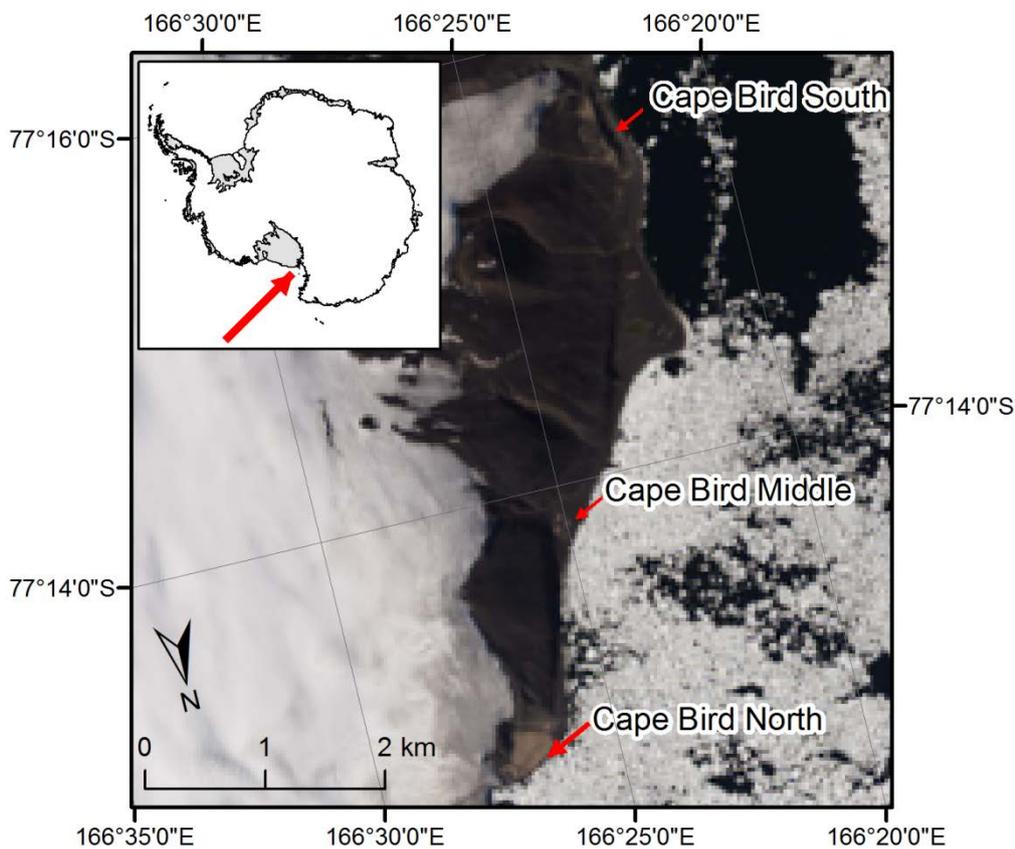
Cape Bird ist ein eisfreier Küstenbereich an der Nordost-Küste von Ross Island im McMurdo Sound/Rossmeer/Ostantarktis (Abbildung 8). Das Testgebiet umfasst die nördliche Adéliepinguinkolonie, genannt Cape Bird Nord. Das Gebiet ist von kontinentalem aridem Klima geprägt und auch im Sommer durch Temperaturen unter dem Gefrierpunkt gekennzeichnet. Die Datenerfassungen in den Kolonien erfolgen mithilfe von Befliegungen und Luftbilddauswertungen durch die neuseeländische Landcare Research Organisation. Bei den Brutpaarzahlen kommt es seit 1990 immer wieder zu starken jährlichen Schwankungen, seit 2003 nehmen die Brutpaarzahlen tendenziell zu.

Abbildung 7: Brutpaarzahlen von Adéliepinguinen auf Cape Bird Nord



Zensusdaten: Landcare Research 2016

Abbildung 8: Lage der Adéliepinguinkolonien auf Cape Bird



Landsat-Aufnahme: USGS/NASA

5 Geeignete Plattformen für ein satellitenbasiertes Monitoring

5.1 Prüfung geeigneter Satellitenplattformen

Für die Detektierung von Pinguinkolonien werden je nach Zielstellung unterschiedliche Anforderungen an die Eigenschaften der Satellitendaten gestellt. Um alle Pinguinkolonien der Antarktis detektieren zu können, werden Satellitendaten benötigt, die aufgrund der enormen Datenmengen sehr kostengünstig zu akquirieren sind und zum anderen auch flächendeckend vorliegen. Für diesen Anwendungszweck sind nach Mustafa et al. (2012), Fretwell et al. (2012) und Schwaller et al. (2013b) die mittelaufgelösten Landsat 7 (ETM+)-Aufnahmen am besten geeignet. Wenn hingegen die Größe der Kolonien genau bestimmt und kleinräumige Veränderungen detektiert werden sollen, werden Satellitendaten benötigt, die eine sehr hohe räumliche und zeitliche Auflösung haben. In diesem Fall ergaben die Untersuchungen von Mustafa et al. (2012), Lynch et al. (2012) und Lynch & LaRue (2014), dass hochaufgelöste Aufnahmen im Submeterbereich, wie z. B. von QuickBird und Worldview 2, die besten Ergebnisse liefern.

Im Folgenden sollen die Verfügbarkeit und die Eignung der Satellitenbilder im Vergleich zur Vorstudie (Mustafa et al. 2012) für dieses Projekt erläutert und aktualisiert werden. Eine Übersicht aller geeigneten Satelliten ist in Tabelle 1 zu finden.

Tabelle 1: Übersicht der aktuell verfügbaren hochauflösenden Satelliten, die Daten über der Antarktis aufnehmen sowie die mittelaufgelösenden Landsat-Satelliten zum Vergleich (Stand August 2016)

Sensor	Maximale räumliche Auflösung im Nadir		Szenengröße	Start [Jahr]	Betreiber
	Pan	Multispektral			
Worldview 3 (VNIR)	0,31 m	1,24 m / 3,7 m	10,5 x 10,5 km	2014	DigitalGlobe
Worldview 3 (SWIR)		7,5 m	10,5 x 10,5 km	2014	DigitalGlobe
Worldview 2	0,46 m	1,84 m	16 x 16 km	2009	DigitalGlobe
GeoEye 1	0,41 m	1,65 m	15 x 15 km	2008	DigitalGlobe
QuickBird*	0,6 m	2,4 m	17 x 17 km	2002	DigitalGlobe
Pléiades	0,7 m	2,7 m	20 x 20 km	2011/12	AstriumGeo
Ikonos*	1 m	4 m	11 x 11 km	1999	DigitalGlobe
Landsat 7 (ETM+)*	15 m	30 m	185 x 185 km	1999	USGS
Landsat 8 (OLI)	15 m	30 m	185 x 185 km	2013	USGS

* seit 2015 keine Neuaufnahmen der Antarktis mehr möglich

5.1.1 Mittelauflösende Sensoren - Landsat 8

Seit Ende 2013 werden mittelaufgelöste Landsat 8-Szenen von der Antarktis flächendeckend aufgenommen und über das USGS kostenfrei zur Verfügung gestellt. Landsat 8 ist der Nachfolgesatellit von Landsat 7 und ersetzt diesen für die Gebiete der Antarktis, da Landsat 7 dort keine Aufnahmen mehr macht. Der von seinen technischen Eigenschaften ebenfalls geeignete ESA-Satellit Sentinel-2 nahm hingegen im Projektzeitraum keine Bilder der gesamten Antarktis auf.

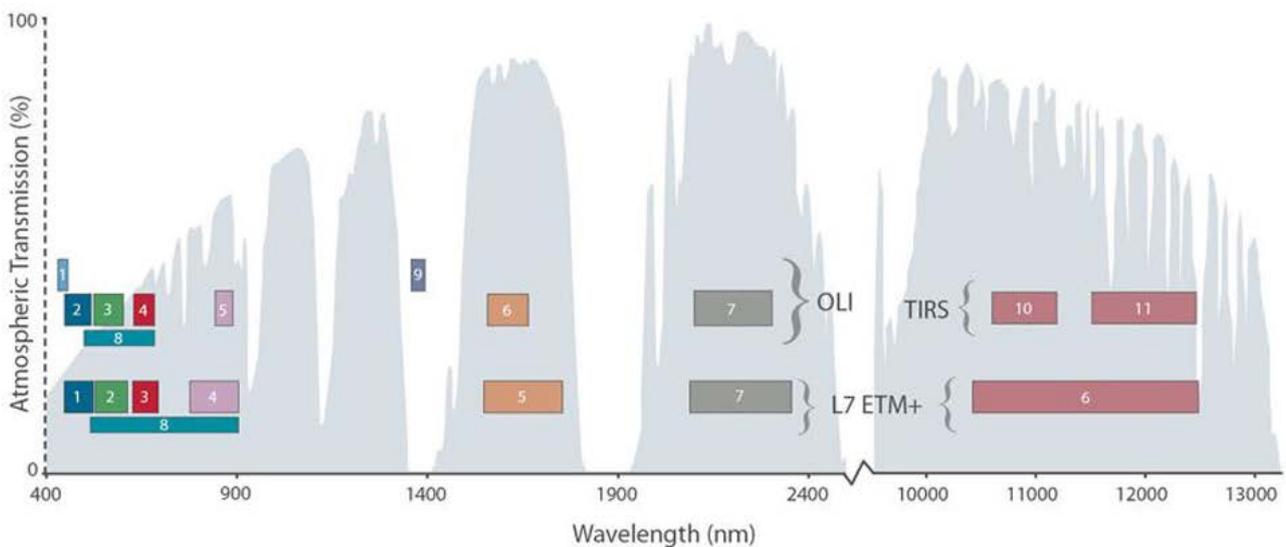
5.1.1.1 Räumliche Auflösung

Die räumliche Auflösung des Operational Land Imager (OLI) Sensors von Landsat 8 beträgt im panchromatischen Kanal (Pan-Kanal) wie schon bei Landsat 7 15 m sowie 30 m für die Kanäle des visuellen Spektrums, des nahen Infrarots (NIR) und des kurzwelligen Infrarots (SWIR). Beim thermischen Infrarot (TIR) des Thermal Infrared Sensor (TIRS) beträgt die Auflösung nun 100 m statt 60 m im Vergleich zu Landsat 7 (Knight & Kvaran 2014).

5.1.1.2 Spektrale Auflösung

Im Vergleich zu Landsat 7, werden mit Landsat 8 zwei neue Spektralbereiche abgedeckt und der Bereich des thermalen Infrarot in zwei Kanäle getrennt. Neu hinzugekommen sind die Kanäle „Coastal Aerosol“ und „Cirrus“ (Kanal 1 und 9, siehe Abbildung 9) für die Beobachtung von flachen Küstengewässern bzw. zur Detektierung von Cirrus-Wolken. Eine weitere Änderung betrifft den Spektralbereich des Pan-Kanals. Dieser deckt nur noch den visuellen Spektralbereich (RGB) und nicht wie bei Landsat 7 das nahe Infrarot ab. Dies ist von Bedeutung, da nur die Kanäle spektral geschärft (pansharpening) werden können, die vom Pan-Kanal abgedeckt werden. Beim Pansharpening werden die spektralen Eigenschaften der Multispektralkanäle mit den räumlichen Eigenschaften des Pan-Kanals in einem Bild verbunden. Das fusionierte Bild weist folglich eine hohe spektrale und räumliche Auflösung auf (Vijayaraj et al. 2004). Bei Landsat 8 ist es daher nun nicht mehr möglich den NIR-Kanal zu schärfen um z. B. den NDVI (Normalized Differenced Vegetation Index) in einer Auflösung von 15 m zu berechnen.

Abbildung 9: Vergleich der Spektralkanäle von Landsat 7 mit dem ETM+-Sensor (untere Reihe) und Landsat 8 mit dem OLI- und TIRS-Sensor (obere Reihe)



USGS 2013

5.1.1.3 Eignung

Betrachtet man die spektralen Eigenschaften, sind die Landsat 8-Daten im gleichen Umfang für die Pinguinkoloniedetektion geeignet wie die Daten von Landsat 7. Für die in der Studie zu bearbeitenden Fragestellungen sollten die neuen Spektralkanäle (Coastal Aerosol und Cirrus) keinen direkten Mehrwert liefern. Auch die spektrale Verbesserung bzw. die räumliche Verschlechterung des thermischen Infrarotbereiches spielt in diesem Zusammenhang keine

Rolle, da diese aufgrund der groben räumlichen Auflösung nicht für die Detektion verwendet werden. Eine Verschlechterung bei der Detektion kleiner Kolonien tritt aber ein, da in der Praxis zum aktuellen Zeitpunkt kein sogenanntes Pansharpening der Spektralkanäle des nahen und kurzwelligen Infrarots mehr durchgeführt werden kann.

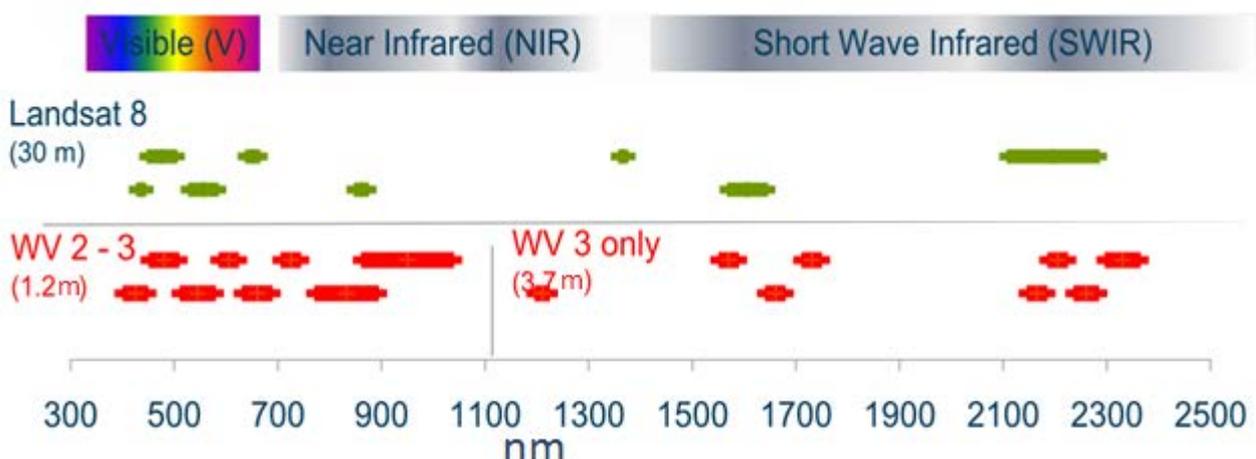
Eine deutliche Verbesserung ergibt sich aber in Bezug auf die räumliche und zeitliche Abdeckung durch Landsat 8 im Vergleich zu Landsat 7. Letzterer war seit 2003 von einem technischen Defekt betroffen, dem sogenannten Scan Line Corrector Failure (NASA 2011) und konnte seitdem nicht umfassend und fehlerfrei aufzeichnen. Landsat 8 ist bisher ohne technische Einschränkungen einsetzbar.

5.1.2 Hochauflösende Sensoren

Ein relativ neuer hochauflösender Satellit ist der im August 2014 gestartete Worldview 3. Dieser ist insofern einzigartig, als dass er neben acht hochauflösenden VNIR-Bändern im visuellen Spektrum und im nahen Infrarot (visible and near-infrared; räumliche Auflösung = 1,24 m) auch acht relativ hochauflösende SWIR-Bänder (räumliche Auflösung = 3,7 m) besitzt, die ähnliche Spektralbereiche wie Landsat 8 abdecken (Abbildung 10). Ein Nachteil ist jedoch, dass die SWIR-Bänder deutlich schlechter aufgelöst sind als die VNIR-Bänder und bei der Anschaffung extra Kosten verursachen.

Die räumliche Auflösung ist mit 31 cm im Nadir (senkrecht unter dem Satelliten) sehr hoch im Vergleich zu bisherigen Satelliten. Die höhere Auflösung kann die Detektion jedoch nicht deutlich verbessern, da sie immer noch zu gering ist, um Einzeltiere bzw. Nester zuverlässig zu erkennen. Die mit guanobedeckten Flächen wurden bereits gut mit den herkömmlichen 50 cm Daten detektiert. Zudem sind die Daten mit einer Auflösung von 31 cm ca. 30 % teurer als jene mit 50 cm Auflösung (laut Preisliste E-geos 2016 vom 20.3.2016).

Abbildung 10: Vergleich der Spektralkanäle von Landsat 8, Worldview 2 und Worldview 3



verändert nach Marchisio (2014)

5.1.3 Hyperspektraldaten

Während der Projektlaufzeit waren keine Daten von Hyperspektralsatelliten für die Untersuchungsgebiete verfügbar. Geplante Starttermine wurden auf Zeitpunkte nach dem Projektende verschoben. Es war daher nicht möglich diese Daten zu berücksichtigen und

auszuwerten. Im Folgenden sollen ältere Hyperspektraldaten hinsichtlich ihrer Verwendbarkeit geprüft werden. Bis 2020 sind eine Reihe von Starts von Hyperspektralsatelliten geplant, wobei es aber nur sehr wenige zuverlässige Informationen über den genauen Projektstand gibt. Eine Ausnahme bildet beispielsweise der EnMAP (Environmental Mapping and Analysis Program)-Satellit mit dem HSI Hyperspektralsensor, der sich in der finalen Vorbereitungsphase befindet. Der Start ist nach mehreren Verzögerungen nun für 2018 geplant (DLR 2016).

5.1.3.1 Aktuelle Satellitenplattformen mit Hyperspektralsensoren für die Antarktis

Um die Anwendungsmöglichkeiten von satellitengestützte Hyperspektraldaten zu testen, wurde nach archivierten Aufnahmen von Experimentalsatelliten mit Hyperspektralsensor gesucht, die Gebiete in der Antarktis mit Pinguinkolonien abdecken. Von dem ESA-Satelliten Proba-1, mit dem Hyperspektralsensor CHRIS (Compact High Resolution Imaging Spectrometer) (Barnsley et al. 2004) gibt es keine Aufnahmen von der Antarktis. Lediglich vom NASA-Satelliten Earth Observing-1 (EO-1) mit dem Hyperspektralsensor Hyperion gibt es vereinzelt Aufnahmen von der Antarktis. Diese Aufnahmen liegen aber nicht flächendeckend vor und werden seit 2001 aufgenommen. Die Bodenaufklärung liegt bei 30 m mit einer relativ geringen Breite des Aufnahmestreifens (Schwadbreite) von 7,5 km. Hyperion besitzt 220 Spektralbänder mit je 10 nm Bandbreite im Spektralbereich von 400 - 1000 nm (VNIR) und 900 - 2500 nm (SWIR) (Barry et al. 2002).

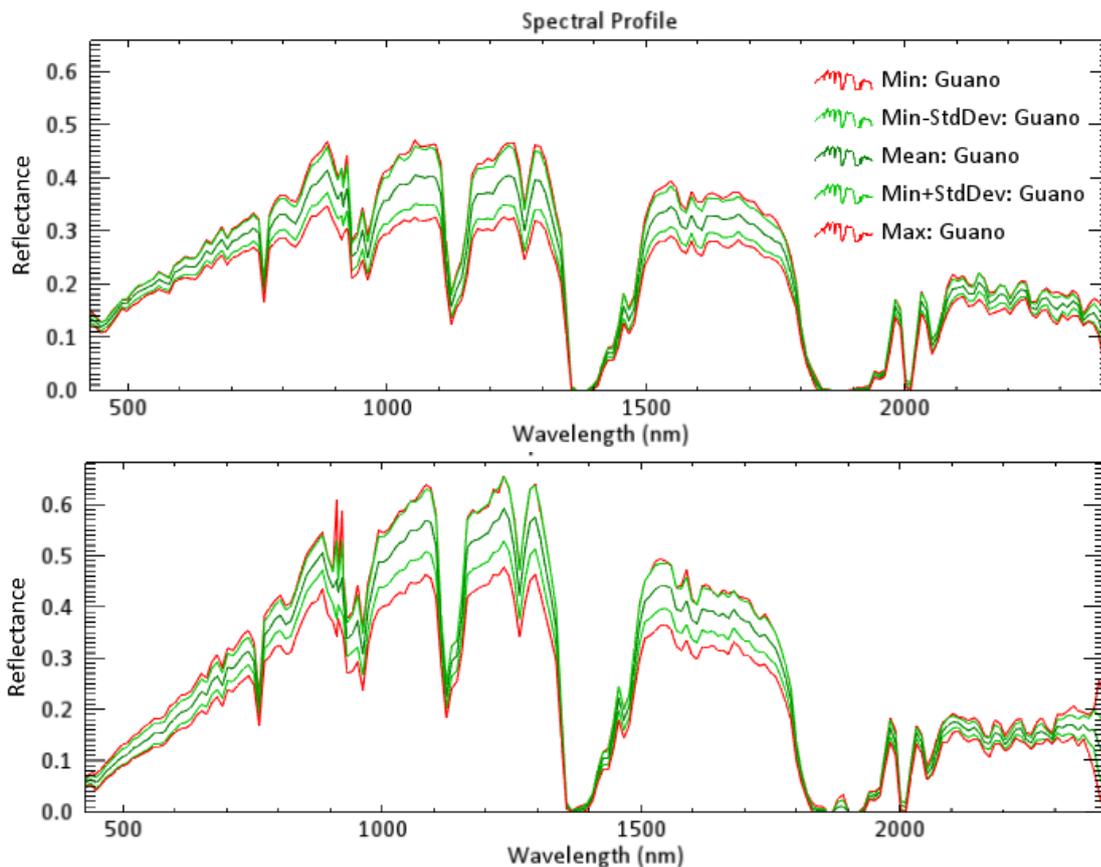
5.1.3.2 Analyse

Da von keinem Untersuchungsgebiet dieser Studie verwertbare Aufnahmen gefunden wurden, sollten stattdessen EO-1-Aufnahmen von zwei anderen Adéliepinguinkolonien analysiert werden (siehe Tabelle 2). Dazu wurden die Aufnahmen zuerst atmosphärenkorrigiert, um die Einflüsse der Atmosphäre auf die verschiedenen Spektralbereiche zu reduzieren. Dieser Verarbeitungsschritt macht es möglich, die spektrale Signatur des Guanos von verschiedenen Zeitpunkten und unterschiedlichen Orten miteinander zu vergleichen. Als Klassifikationsalgorithmus fand der Spectral Angle Mapper (SAM) von ENVI Verwendung, der speziell für die Analyse von Hyperspektraldaten entwickelt wurde. Die spektralen Signaturen des Guanos (siehe Abbildung 11) wurde anhand von Testgebieten definiert und mit diesen die guanobedeckten Flächen klassifiziert. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass mit der beschriebenen Methode der Guano bestimmt werden konnte (eine quantitative Einschätzung ist aufgrund fehlender Bodendaten nicht möglich). Zusätzlich gelang es auch, anhand der Guanosignatur vom Untersuchungsgebiet 1 den Guano im Untersuchungsgebiet 2 (Definition der Untersuchungsgebiet siehe Tabelle 2) zu klassifizieren und umgekehrt. Aufgrund der nicht verfügbaren In-Situ Messdaten konnte nicht überprüft werden, ob eine Artunterscheidung mit den Hyperion-Aufnahmen möglich ist.

Tabelle 2: Übersicht über die ausgewerteten Hyperspektralaufnahmen

	Aufnahme Untersuchungsgebiet 1	Aufnahme Untersuchungsgebiet 2
Aufnahmedatum	23.10.2010	30.12.2011
Geographische Koordinaten	74°54'14,70"S,163°44'7,13"E	67°33'20,05"S,62°19'35,56"E
Bildnummer	E01H0621132010357110KF	E01H1361072011364110KF

Abbildung 11: Gegenüberstellung der spektralen Signatur des Guanos von Untersuchungsgebiet 1 (oben) und 2 (unten)



5.2 Anschaffung geeigneter Satellitenbildern

5.2.1 Hochauflösende Satelliten

Um kleinräumige Veränderungen detektieren zu können, wurden in diesem Projekt die durch DigitalGlobe vertriebenen Satellitendaten verwendet, da nach der Fusion mit GeoEye im Jahr 2013 auch Aufnahmen der Satelliten GeoEye-1 und Ikonos mit angeboten werden. Im Vergleich zu den von Astrium angebotenen Daten hat dies folgende Vorteile:

- DigitalGlobe unterstützt hochauflösendere Satelliten, wie Worldview 3 mit 30 cm, während Pléiades vertrieben von Astrium nur mit maximal 70 cm auflöst (obwohl diese mit 50 cm Bodenauflösung verkauft werden; Astrium GEO-Information Services 2012).
- Es besteht die Möglichkeit, ein Gebiet gleichzeitig von mehreren Satelliten (Satelliten Konstellation) abzudecken, um die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen (wolkenfreien) Aufnahme zu erhöhen.

Bestellt wurden die hochaufgelösten Satellitenbilder bei dem europäischen DigitalGlobe Vertriebspartner e-GEOS. Die hochaufgelösten Aufnahmen wurden von verschiedenen Satelliten beschafft, darunter GeoEye, QuickBird, Worldview 2 und Worldview 3. Neue Aufnahmen wurden als 4-Kanal-Bundle mit 4 Multispektralkanälen (Blau, Grün, Rot & nahes Infrarot) und dem Pan-Kanal bestellt. Das 8-Band-Bundle mit 4 zusätzlichen Spektralkanälen im NIR-Bereich wurde nicht gewählt, da die Satellitenkonstellation nur noch aus 2 Satelliten bestanden hätte,

was die Chance auf eine erfolgreiche Aufnahme deutlich verringert und durch die 4 zusätzlichen Kanäle keine Verbesserung bei der Detektierung der Guanoausdehnung zu erwarten ist (Mustafa et al. 2012). Archivaufnahmen wurden wenn möglich als 8-Band-Bundle bestellt, da dies bei Archivaufnahmen nur einen geringen Aufpreis bedeutete und so exemplarische Untersuchungen zur Artunterscheidung durchgeführt werden konnten. Eine Übersicht der erfolgreich aufgenommenen und akquirierten hochaufgelösten Aufnahmen befindet sich in Tabelle 3. Im Ergebnis gelang es, von allen Untersuchungsgebieten hochaufgelöste Satellitenbilder zu akquirieren, aufgrund der häufigen Bewölkung aber nicht immer zum idealen Zeitpunkt. So gelang es beispielsweise in keiner Saison, Aufnahmen aus dem Dezember von Ardley Island zu akquirieren.

Tabelle 3: Angeschaffte hochaufgelöste Satellitenbildszenen

Aufnahmedatum	Satellit	Abgedeckte Untersuchungsgebiete	Bodenauflösung [cm]	Spektralkanäle [Anzahl]
06&07.01.2014	Worldview 2	Cape Bird	50	4
16.01.2014	Worldview 2	Ardley Is, Narebski Point	50	4
11.10.2014	Worldview 3	Ardley Is, Narebski Point	40	8
30.11.2014	Worldview 3	Ardley Is, Narebski Point	50	4
27.12.2014	Worldview 2	Cape Bird	50	4
20.01.2015	Worldview 2	Ardley Is	50	8
03.02.2015	Worldview 2	Ardley Is, Narebski Point	50	8
05.12.2015	Worldview 2	Cape Bird	50	4
02.01.2016	GeoEye	Ardley Is, Narebski Point	50	4
18.01.2016	GeoEye	Ardley Is, Narebski Point	50	4
12.02.2016	GeoEye	Ardley Is, Narebski Point	50	4

5.2.2 Mittelauflösende Satelliten

Neben den hochaufgelösten Satellitenbildern wurden auch die kostenfreien Landsat 8-Aufnahmen für die intra- und intersaisonalen Analysen von den Untersuchungsgebieten akquiriert. Allerdings kann hier der Aufnahmezeitpunkt nicht im Vorfeld durch den Endnutzer bestimmt werden, da Landsat 8 jeden Punkt der Antarktis in definierten Intervallen abbildet. Die Häufigkeit, mit der ein Punkt aufgenommen wird, nimmt dabei zu, je näher dieser am Südpol liegt. So werden die Gebiete der kontinentalen Antarktis wie Cape Bird alle 1-3 Tage, die Untersuchungsgebiete auf der nördlichen Antarktischen Halbinsel hingegen nur alle 2-7 Tage von Landsat 8 abgedeckt. In Tabelle 4 werden die Aufnahmedaten der akquirierten Landsat 8-Aufnahmen für jedes Untersuchungsgebiet dargestellt. Von Ardley Island und Narebski Point wurden keine Aufnahmen beschafft, da diese Kolonien zu klein sind um mit den 30 m Landsat 8-Aufnahmen detektiert zu werden.

Tabelle 4: Aufnahmedatum der Landsat 8-Szenen für intrasaisonalen Untersuchungen von Cape Bird

Aufnahmedatum Saison 2013/14	Aufnahmedatum Saison 2014/15	Aufnahmedatum Saison 2015/16
29.10.2013	23.09.2014	12.10.2015
14.11.2013	14.10.2014	26.10.2015
30.11.2013	30.10.2014	11.11.2015
11.12.2013	15.11.2014	27.11.2015
03.01.2014	01.12.2014	13.12.2015
11.02.2014	17.12.2014	29.12.2015
13.03.2014	28.12.2014	14.01.2016
	22.01.2015	23.01.2016
	31.01.2015	01.02.2016
	16.02.2015	19.02.2016
	18.03.2015	22.02.2016

6 Erprobung und Weiterentwicklung verschiedener Methoden zur Analyse von Satellitenbildern

Zusätzlich zu den bereits in der Vorstudie (Mustafa et al. 2012) untersuchten Methoden (Maximum-Likelihood-Klassifizierung, Ratio-Ansatz und Subpixel-analyse) und der von Schwaller et al. (2013b) bzw. Lynch & Schwaller (2014) entwickelten und erfolgreich angewandte Methode (Landsat-retrieval-Methode) werden in diesem Projekt neue Klassifikationsverfahren auf ihre Eignung hin getestet, mit guanobedeckte Flächen zu detektieren. Dafür wurden die Methoden exemplarisch sowohl an hochaufgelösten, als auch an mittelaufgelösten Aufnahmen getestet. Als Testgebiete wurde Cape Bird für die kontinentale Antarktis und Ardley Island für die maritime Antarktis ausgewählt. Um die Güte der Klassifikation objektiv beurteilen zu können, wurden der Überlassungsfehler (commission error), der Unterlassungsfehler (omission error) und der Kappa-Koeffizient der jeweiligen Klassifikation mit Hilfe von Ground-Truth-Daten bestimmt. Der Überlassungsfehler (je geringer desto besser) beschreibt den Anteil der irrtümlich einer anderen Klasse zugewiesenen Pixel. Der Unterlassungsfehler (je geringer desto besser) den Prozentsatz nicht erkannter bzw. fehlender Pixel einer Klasse und der Kappa-Koeffizient (je größer desto besser), wie gut die Klassifikation mit den Ground-Truth-Daten übereinstimmt (Congalton & Green 2009). Ein hoher Überlassungsfehler bedeutet demnach, dass Guano an Orten klassifiziert wird, an denen sich keiner vorfindet. Dies wäre bei einer automatischen antarktischen Guanodetektion deutlich problematischer als ein hoher Unterlassungsfehler, bei welchem nicht alle mit guanobedeckten Flächen gefunden werden. Um die Güte der untersuchten Klassifikation besser einschätzen zu können, wurde diese auch mit der in der Vorstudie untersuchten Maximum-Likelihood-Klassifizierung verglichen, die auch u. a. bei Waluda et al. (2014) Anwendung fand. Vor der Klassifizierung wurden die Grauwerte der Aufnahmen in Reflexionswerte über der Atmosphäre (Top of Atmosphere Reflectance) umgewandelt und mit dem Nearest-Neighbor-Diffusion-Based-Pan-Sharpening-Algorithmus (Sun et al. 2014) spektral geschärft, um bei den Aufnahmen auch in den multispektralen Kanälen eine Auflösung von 50 cm zu erreichen. Alle Klassifikationen wurden mit dem Bildanalyseprogramm ENVI durchgeführt.

6.1 Untersuchte Klassifikationsarten

6.1.1 Clusteranalyse (CA)

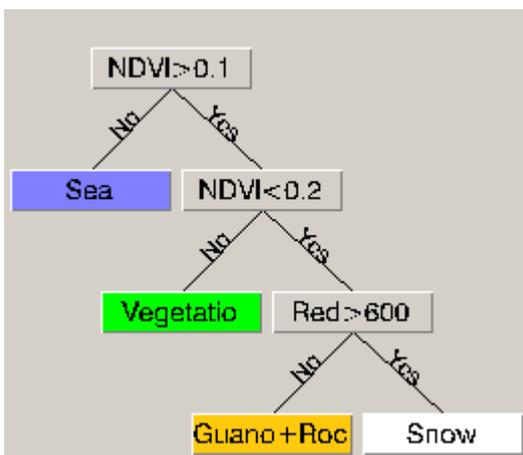
Bei dieser Untersuchung sollen zwei Klassifizierungsmethoden, die K-Means-Klassifikation und die ISODATA-Klassifikation, betrachtet werden, die beide auf einer Clusteranalyse basieren (vgl. Everitt et al. 2011). Bei dieser Analyse werden die Pixel allein auf Basis von statistischen Merkmalen klassifiziert ohne vom Benutzer vorher festgelegte Trainingsgebiete integrieren zu müssen. Es erfolgt ein iterativer Prozess, bei dem im Ergebnis eine vorher festgelegte Anzahl von Klassen ausgegeben wird (vgl. Tou & Gonzalez 1977). Die Analysen ergaben, dass es mit dieser Methode nicht möglich war, den Guano von seiner Umgebung zu trennen. Die Güte der Klassifikation konnte daher nicht bestimmt werden.

6.1.2 Decision Tree (DT)

Bei der Klassifikation mit Entscheidungsbäumen (Decision Tree) wird in einem vielstufigen Prozess anhand einer Serie von Entscheidungen, zumeist auf Basis von Schwellenwerten, jedem Pixel eine Klasse zugeordnet. Bei jeder Entscheidung werden dabei die Pixel zu einer von zwei

Klassen zugeordnet. Die neu entstandenen Klassen lassen sich wiederum durch weitere Entscheidungen verzweigen, sodass eine Baumstruktur entsteht. Vorteil der Methode ist, dass bei jeder Entscheidung andere oder zusätzliche Eingangsdaten verwendet werden können, wie beispielsweise digitale Geländemodelle, Klimadaten und weitere Satellitenbilder. Ebenfalls von Vorteil ist die kurze Prozessierungszeit dieses Verfahrens im Vergleich zu den anderen aufgeführten Klassifikationsmethoden. In Abbildung 12 ist ein einfacher Entscheidungsbaum zu sehen, bei dem mit Hilfe von Grenzwerten beim NDVI und des roten Spektralkanals Ozean, Vegetation sowie Schnee von Fels und Guano voneinander getrennt werden. Die Versuche, Guano und Fels mit den zur Verfügung stehenden Daten zu trennen, waren nicht zufriedenstellend, weshalb auch keine Analyse der Genauigkeit der Klassifizierung durchgeführt wurde. Dennoch kann der Einsatz von Entscheidungsbäumen sinnvoll sein, um eine Vorauswahl bei den zu klassifizierenden Aufnahmen zu machen (z. B. Trennung in Ozean, Vegetation, Schnee oder nur Gebiete klassifizieren, die in einer bestimmten Entfernung vor der Küste liegen) um dann in einem zweiten Schritt in der übrig gebliebenen Klasse eine andere, zeitaufwendigere Klassifikation durchzuführen. Anwendung findet dieses Verfahren beispielsweise bei einer von Burton-Johnson et al. (2016) entwickelten Methode zur automatischen Unterscheidung von Fels, Schnee, Wolken und Meer.

Abbildung 12: Beispiel eines einfachen Entscheidungsbaumes mit vier Ergebnisklassen im Bildanalyseprogramm ENVI. Mit Hilfe des NDVI und des roten Kanals können bspw. Meer, Vegetation und Schnee vom Guano und Felsen separiert werden



6.1.3 Neuronale Netzwerke (NN)

Der Aufbau künstlicher neuronaler Netze (NN) wurde konzeptionell von Neuronalen Netzen des menschlichen Gehirns abgeleitet. So bestehen die künstlichen neuronalen Netze aus einer Vielzahl von stark miteinander vernetzten Einheiten (Neuronen). Der Vorteil von NN bei der Klassifikation liegt darin, dass nicht-lineare Zusammenhänge gefunden werden können (Rey & Wender 2010). In der praktischen Anwendung werden neben den Satellitendaten für die Klassifikation mit NN, wie bei der in der Vorstudie untersuchten Maximum-Likelihood-Klassifizierung, lediglich Trainingsgebiete benötigt.

6.1.4 Spectral-Angle-Mapper-Klassifizierung (SAM)

Die Spectral-Angle-Mapper-Klassifizierung (SAM) gehört zu den spektralen Klassifikationsmethoden, bei der anhand eines n-dimensionalen Winkels die Referenzspektr

mit den Pixelwerten des Bildes verglichen werden. Diese Methode hat den Vorteil, dass sie nicht sensitiv für Änderungen bei der Beleuchtung reagiert. Für die Klassifizierung werden Referenzspektren benötigt, die entweder direkt aus dem Bild mittels Trainingsgebieten oder aber aus externen spektralen Bibliotheken gewonnen werden können (Kruse et al. 1993). Frei zugängliche spektrale Bibliotheken gibt es beispielsweise beim U.S. Geological Survey (siehe USGS 2016).

6.1.5 Adaptive-Coherence-Estimator-Klassifizierung (ACE)

Ähnlich wie die SAM-Klassifizierung, ist die Adaptive-Coherence-Estimator-Klassifizierung (ACE) invariant zu relativen Spektraländerungen wie Helligkeitsunterschieden (Kraut et al. 2005). Bei dieser Methode müssen im Gegensatz zur Maximum-Likelihood-Klassifizierung nicht alle in der Szene vorkommende reine Spektralsignaturen einer Objektklasse (wie z.B. Guano, Schnee oder Fels) bekannt sein. So wird für eine Klassifikation lediglich die aus einem Trainingsgebiet gewonnene oder aus einer spektralen Bibliothek extrahierte Spektralsignatur benötigt. Wie beim SAM muss auch hier ein Schwellenwert im Ergebnisbild manuell gesetzt werden. Dieser bestimmt daraufhin, ob ein Pixel zur gewünschten Klasse gehört oder nicht. Dabei ergibt sich oftmals folgendes Problem: Wenn ein zu niedriger Schwellenwert definiert wird, ist der Unterlassungsfehler gering, jedoch der Überlassungsfehler groß. Das Gegenteil tritt ein, wenn ein zu hoher Schwellenwert definiert wird. Um den idealen Schwellenwert zu finden, kann eine Receiver-Operating-Characteristic-Kurve (ROC) (Bradley 1997) berechnet werden, bei welcher verschiedene Schwellenwerte mit Ground-truth-Information verglichen werden.

6.2 Hochauflösende Satelliten

Getestet wurden die verschiedenen Klassifizierungsmethoden an drei hochaufgelösten Satellitenaufnahmen (siehe Tabelle 5). Für die maritime Antarktis wurden zwei Aufnahmen des Untersuchungsgebietes Ardley Island gewählt, eine Aufnahme zur Mitte und eine am Ende der Saison. Für die kontinentale Antarktis wurden eine Aufnahme des Untersuchungsgebietes Cape Bird Nord ausgesucht.

Tabelle 5: Hochaufgelöste Satellitenaufnahmen für die Untersuchung der verschiedenen Klassifikationsverfahren

Untersuchungsgebiet	Aufnahmedatum	Sensor
Ardley Island	30.11.2014	Worldview 3
Ardley Island	20.01.2015	Worldview 2
Cape Bird	06.01.21014	Worldview 2

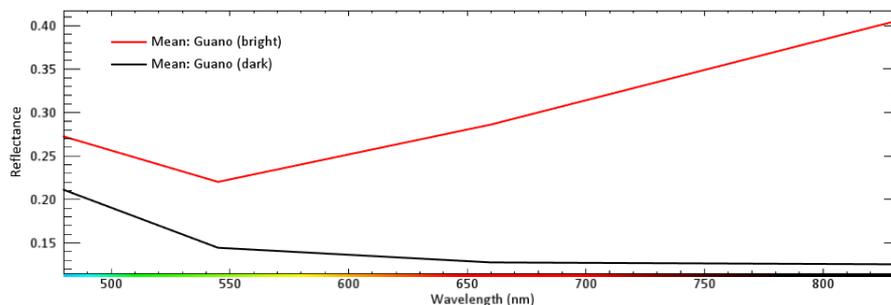
Um die Klassifikationen bestmöglich vergleichen zu können, wurden bei allen Verfahren die gleichen Trainingsgebiete bzw. spektralen Signaturen genutzt. Für die ACE-Klassifizierung wurde nur ein Trainingsgebiet mit hellem Guano gewählt. Bei den übrigen Klassifikationen wurden zusätzlich noch Trainingsgebiete der umgebenden Objektklassen (dunkler Guano, Schnee, Meer, Fels, Vegetation) genutzt. Als Ground-Truth dienten für alle Aufnahmen die Gesamtheit der manuell abgeleiteten Guanoflächen. Um den Guano für die manuelle Interpretation besonders deutlich hervorzuheben, v. a. um diese vom Fels unterscheiden zu können, hat sich die Falschfarbenkombination der Bänder 4-3-2 (NIR-Rot-Grün) sowie die Kontraststreckung „Photographic-Stretch“ in ENVI als vorteilhaft erwiesen. Bei der Delinierung der Guanoflächen ergab sich das Problem, dass der Übergang von guanobedeckten Flächen zur

Umgebung, insbesondere spät in der Saison, fließend ist und die Abgrenzung daher sehr subjektiv. Aus diesem Grund wurde die mit diesen Ground-Truth-Daten ermittelte Klassifikationsgüte nur als Maß verwendet um die Klassifikationen untereinander zu vergleichen, und nicht zwingend um die absolute Genauigkeit der Guanodetektion anzugeben. Für die Aufnahme vom 30.11.2014 von Ardley Island standen zusätzlich noch Daten aus einer am Boden per GPS zum Aufnahmezeitpunkt (28.11. – 30.11.2014) durchgeführten Kartierung der Nestgruppen zur Verfügung (siehe Kap. 7.2).

6.2.1 Guanoklassen

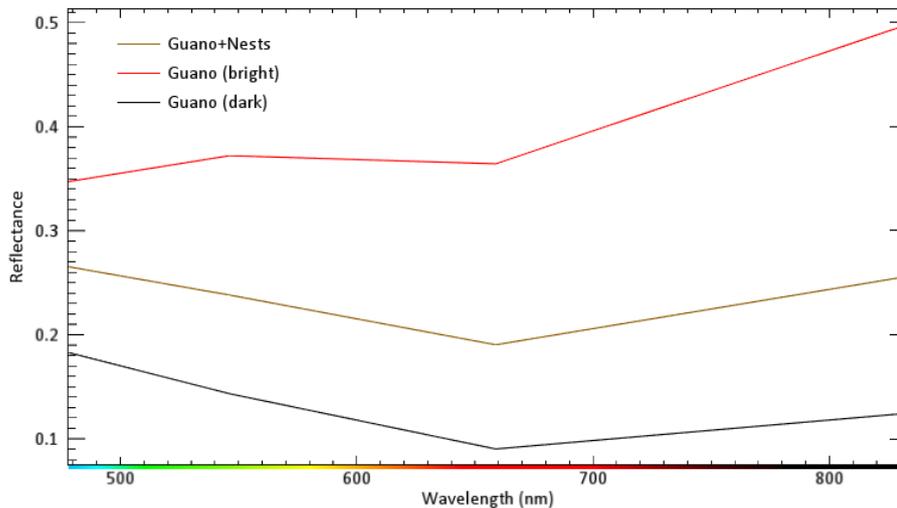
Bei der Analyse zeigte sich, dass es mehrere Klassen von Guano in den Satellitenaufnahmen gibt. Es konnte zwischen hellem und dunklem Guano unterschieden werden. Der helle Guano weist dabei eine starke Reflexion im roten und nahem Infrarot auf, während der dunkle Guano in diesen Wellenlängen nicht oder kaum reflektiert (siehe Abbildung 13 und Abbildung 14).

Abbildung 13: Das für die Klassifikationen verwendete Spektralprofil von hellem und dunklem Guano von zwei Gebieten auf Ardley Island



Vor allem der helle Guano lässt sich unter optimalen Bedingungen noch einmal in Guano mit und Guano ohne Nester differenzieren. Beide unterscheiden sich im Bild durch ihre Textur. Während die mit Nestgruppen bedeckten Guanoflächen sehr inhomogen sind, erscheinen die nestfreien Gebiete sehr homogen, jedoch nur erkennbar bei ebenem Untergrund. Dies ist bei Cape Bird fast überall der Fall, im Gegensatz zum überwiegend felsigen Ardley Island. Spektral erscheinen die Guanoflächen mit Nestgruppen im Durchschnitt etwas dunkler als der helle Guano (siehe Abbildung 14).

Abbildung 14: Die für die Klassifikationen verwendeten Spektralprofile von hellem (mit und ohne Nestgruppen) sowie dunklem Guano auf Cape Bird



Für die Klassifizierungen sind die unterschiedenen Guanoklassen relevant, da sich der helle Guano durch seine hohe NIR-Reflexion gut von der Umgebung abhebt, während sich der dunkle Guano in dem untersuchten Spektralbereich kaum vom umliegenden Gestein unterscheidet.

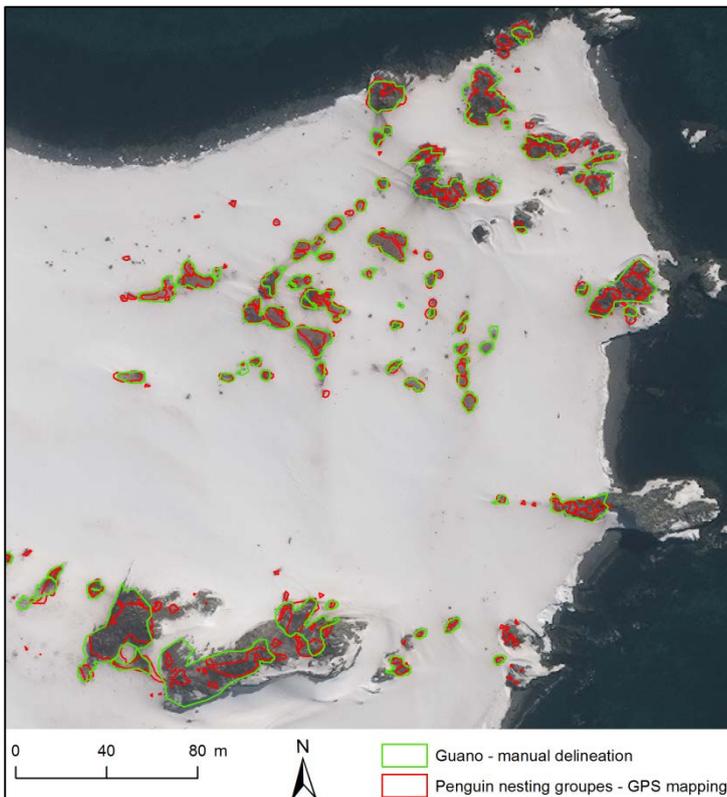
6.2.2 Maritime Antarktis - Ardley Island

Für Ardley Island war es möglich, die Klassifizierungen des gesamten Guanos in der Worldview 3-Aufnahme vom 30.11.2014 mit den zum Aufnahmezeitpunkt am Boden kartierten Nestgruppenflächen (siehe Kap. 7.2 und Tabelle 6) zu vergleichen. Auffällig ist, dass es allen Klassifikationsverfahren nicht gelingt, die Nestgruppen vollständig zu erfassen, obwohl die Trainingsgebiete aus einem Bereich mit Nestgruppen stammen. Die spektrale Signatur des verwendeten Guanotraininggebietes ist in Abbildung 13 dargestellt. Bei Betrachtung der Ergebnisse im Detail (siehe Abbildung 15) werden zwei Dinge deutlich: Zum einem sind die Nestgruppenflächen - wie erwartet- deutlich kleiner als die Guanoflächen (um ca. 50 %) und zum anderen sind nicht alle Nestgruppen (ca. 17 %) in der untersuchten Aufnahme erkennbar mit Guano bedeckt und daher nicht als solche identifizierbar. Es ist also nicht möglich, in der Worldview 3-Aufnahme von Ardley Island vom 30.11.2014 die Nestgruppen exakt zu identifizieren. Ob diese Abweichung saisonalen Schwankungen unterliegt, gilt es noch zu untersuchen.

Tabelle 6: Güte der Klassifizierungen der Worldview 3-Aufnahme von Ardley Island (30.11.2014) in Bezug zu am Boden kartierten Nestgruppen

Klassifizierung	Überlassungsfehler [%]	Unterlassungsfehler [%]	Kappa-Koeffizient
Manuelle Delinierung	48,32	17,77	0,6218
ACE	63,65	19,07	0,482
ML	58,12	8,94	0,5571
NN	83,03	61,28	0,2057
SAM	79,41	81,04	0,1757

Abbildung 15: Vergleich der manuelle Delinierung des Guanos (grün) und der GPS-Kartierung (rot) auf Basis eines Ausschnittes einer Worldview 3-Aufnahme von Nordost Ardley Island. Aufnahmezeitpunkt und GPS Kartierung erfolgten jeweils am 30.11.2014



Satellitenaufnahme ©DigitalGlobe

Werden die Klassifikationen des Guanos in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen miteinander verglichen (siehe Tabelle 7), zeigt sich, dass die Maximum-Likelihood-(ML) und die Adaptive-Coherence-Estimator (ACE)-Klassifizierung die besten Ergebnisse liefern, wobei die ML-Klassifizierung mit einem Kappa-Koeffizient noch einmal deutlich genauer ist. Bei Betrachtung der Ergebnisse in Abbildung 16 wird deutlich, dass die Klassifikation mit neuronalen Netzwerken (NN) und die Spectral-Angle-Mapper (SAM)-Klassifikation zum einen massive Fehlklassifizierungen im Strandbereich haben, andererseits aber auch über 50 % der mit guanobedeckten Flächen nicht als solche erkennen. Ähnlich sehen die Ergebnisse bei der spät in der Saison und daher

nahezu schneefreien Worldview 2-Aufnahme von Ardley Island vom 20.01.2015 aus, nur dass diesmal die ACE-Klassifizierung geringfügig genauer ist (siehe Tabelle 8).

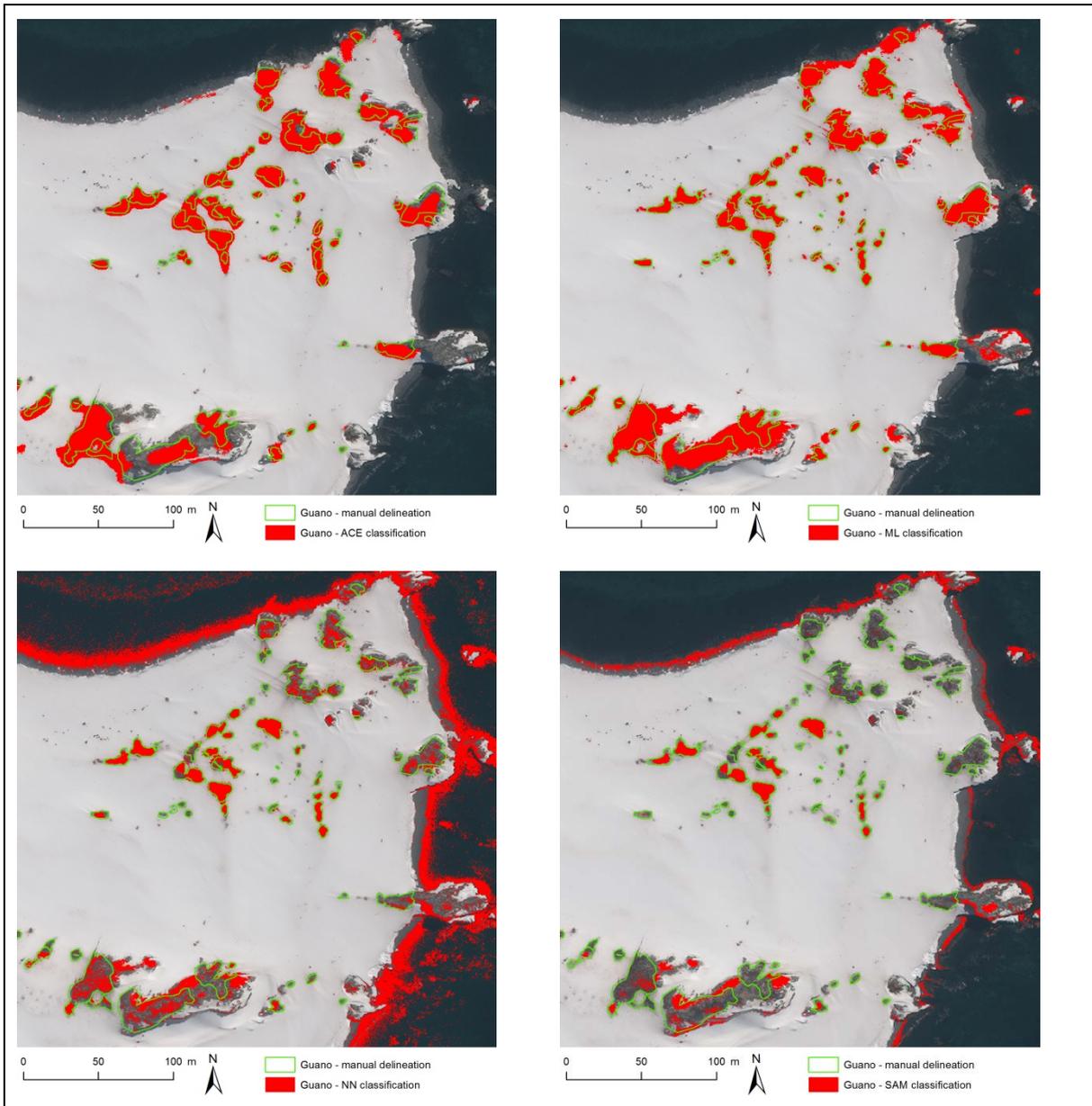
Tabelle 7: Güte der Klassifizierungen der Worldview 3-Aufnahme von Ardley Island vom 30.11.2014 in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen

Klassifizierung	Überlassungsfehler [%]	Unterlassungsfehler [%]	Kappa-Koeffizient
ACE	42,76	22,89	0,6383
ML	31,57	9,99	0,7655
NN	72,33	61,81	0,2832
SAM	66,40	81,27	0,2151

Tabelle 8: Güte der Klassifizierungen der Worldview 2-Aufnahme von Ardley Island vom 20.01.2015 in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen

Klassifizierung	Überlassungsfehler [%]	Unterlassungsfehler [%]	Kappa-Koeffizient
ACE	32,63	24,70	0,6716
ML	45,09	18,04	0,6035
NN	68,25	47,15	0,2964
SAM	47,84	25,57	0,1780

Abbildung 16: Gegenüberstellung der Klassifikationsergebnisse eines Ausschnittes von Nordost-Ardley Island in einer Worldview 3-Aufnahme vom 30.11.2014. Alle Klassifikationen basieren auf den gleichen Trainingsgebieten



Satellitenaufnahme ©DigitalGlobe

6.2.3 Kontinentale Antarktis - Cape Bird

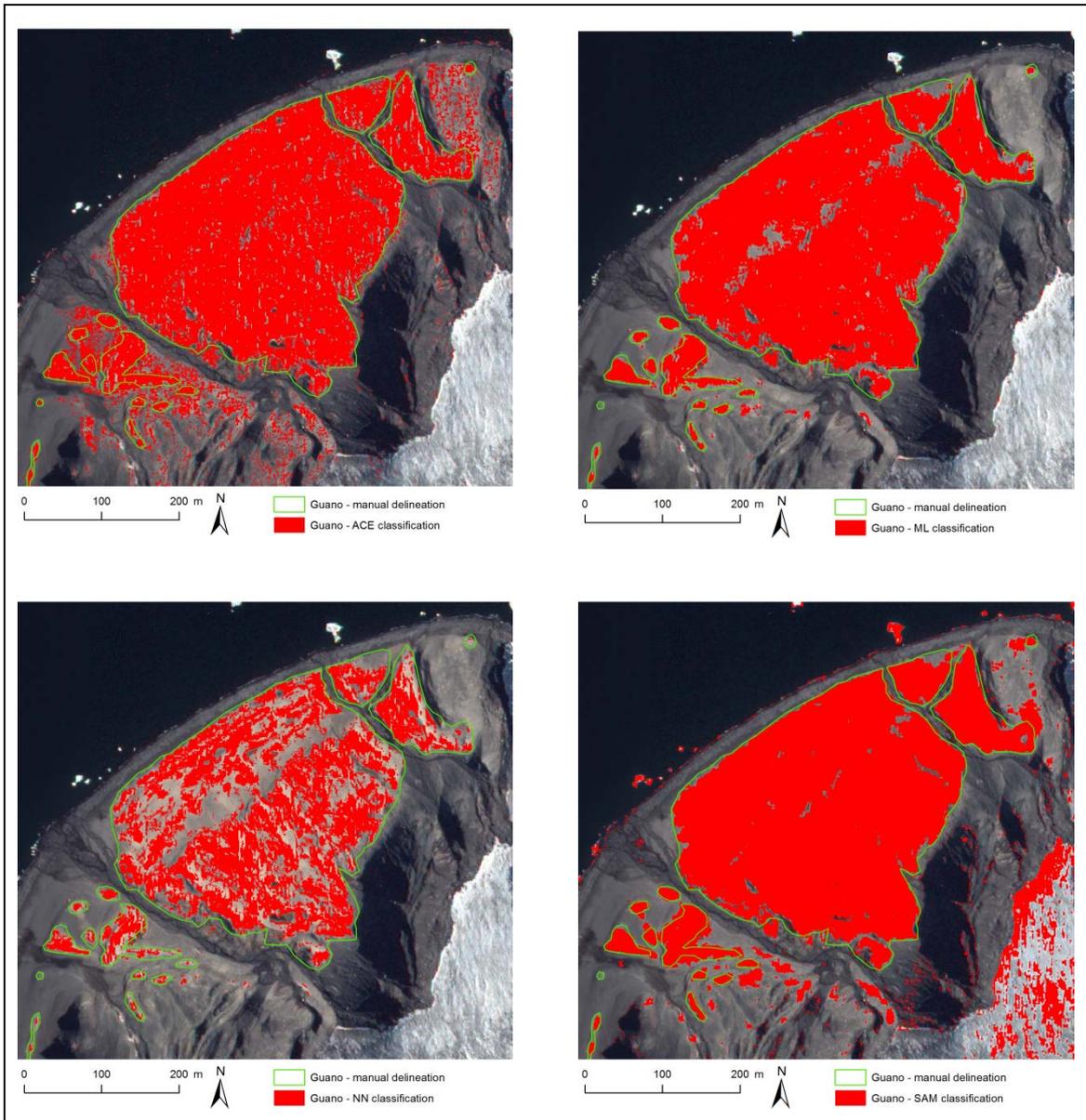
Um die Genauigkeit der verschiedenen Klassifizierungen bei Kolonien der kontinentalen Antarktis zu validieren, wurden diese an einer Aufnahme der Kolonie Cape Bird Nord getestet. Da für diese Kolonie keine Ground-Truth-Daten für die Nestgruppen vorliegen, konnte die Klassifizierung nur mit der manuell delinierten gesamten Guanofläche verglichen werden (siehe Tabelle 8). Die spektrale Signatur des verwendeten Trainingsgebietes für Guano ist in Abbildung 14 dargestellt. Im Ergebnis zeigt sich, dass Klassifikationen genauer sind als bei Ardley Island, wobei diesmal neben der ACE- und ML-Klassifizierung auch die SAM-Klassifizierung einen relativ hohen Kappa-Koeffizienten erreicht. Bei detaillierter Betrachtung der Klassifikationsergebnisse (siehe Abbildung 17) zeigen sich deutlich die Unterschiede der

verschiedenen Klassifizierungsmethoden. So bewertet die ACE-Klassifizierung vor allem Fels fälschlicherweise als Guano, während die SAM-Klassifizierung Probleme mit der Unterscheidung von Guano und altem Gletschereis hat.

Tabelle 9: Güte der Klassifizierungen der Worldview 2-Aufnahme von Cape Bird vom 06.01.21014 in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen

Klassifizierung	Überlassungsfehler [%]	Unterlassungsfehler [%]	Kappa-Koeffizient
ACE	11,45	14,97	0,7163
ML	1,46	16,03	0,8132
NN	0,49	50,53	0,4689
SAM	0,76	21,61	0,7268

Abbildung 17: Gegenüberstellung der Klassifikationsergebnisse für die Kolonie Cape Bird Nord in einer Worldview 2-Aufnahme vom 06.01.21014. Alle Klassifikationen basieren auf den gleichen Trainingsgebieten



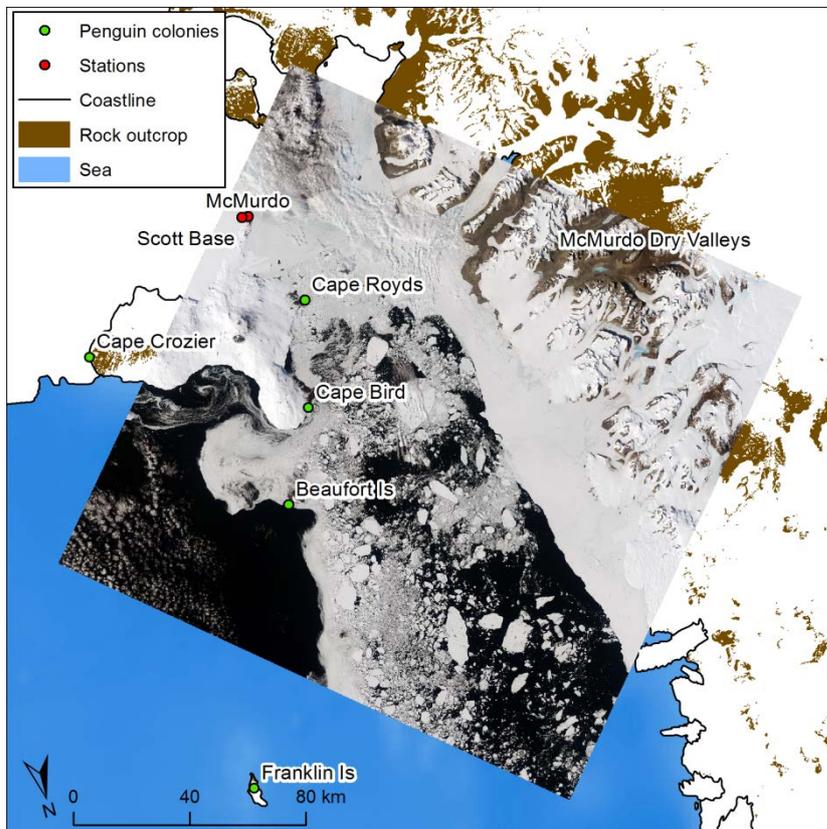
Satellitenaufnahme ©DigitalGlobe

6.3 Landsat 8

Um die Klassifikationen in mittelaufgelösten Landsat 8 (OLI)-Aufnahmen mit 30 m Bodenauflösung und 7 Spektralkanälen zu testen, wurde je eine Aufnahme der kontinentalen und der maritimen Antarktis ausgewählt. Für die kontinentale Antarktis wurde eine Landsat 8-Aufnahme (Id = LC80571152015363LGN00) vom 29.12.2015 verwendet, die die Cape Bird-Kolonien abdeckt (siehe Abbildung 18). Da unter den Untersuchungsgebieten der maritimen Antarktis keines ist, bei dem die Kolonien mit Landsat deutlich erkennbar sind, wurde eine Aufnahme (Id = LC82151042013344LGN00) der nördlichen Antarktischen Halbinsel vom 10.12.2013 akquiriert, auf der sich die Kolonien von Brown Bluff und Hope Bay befinden. Da der Hauptverwendungszweck der Landsat-Aufnahmen die automatische Detektion der Pinguinkolonien ist, wurden nur Methoden getestet, die sich auch sinnvoll automatisieren

lassen, d. h. bei denen eine spektrale Signatur des Guanos als Trainingsklasse genügt. Dies sind die SAM- und die ACE-Klassifizierung. Die SAM-Klassifizierung wurde dabei schon erfolgreich von Fretwell et al. (2015) mit Landsat 7-Aufnahmen der Antarktischen Halbinsel getestet.

Abbildung 18: Übersichtskarte zeigt die Lage der verwendeten Landsat 8-Aufnahme vom 29. 12.2015 und den darauf erkennbaren Kolonien

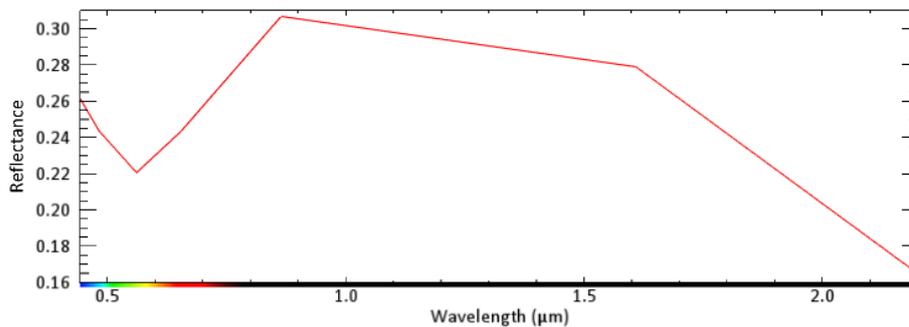


Basisdaten SCAR Antarctic Digital Database, Landsat-Aufnahme USGS/NASA

6.3.1 Kontinentale Antarktis - Cape Bird

Um die ACE- und SAM-Klassifizierungen zu testen, wurde die komplette Landsat 8-Szene mit beiden Methoden klassifiziert. Als Referenz für die Bestimmung der Güte der Klassifikation diente die manuell in der Aufnahme delinierte Kolonieausdehnung von den fünf Adéliepinguinkolonien (Cape Bird Nord/Mittel/Süd, Cape Royds und Beaufort-Island), die von der Aufnahme abgedeckt sind. Zur besseren Unterscheidung des Guanos von der Umgebung wurden für die manuelle Interpretation die Kanäle 7-6-5 (SWIR1, SWIR2 und NIR) verwendet. Die spektrale Signatur für die Klassifizierung (siehe Abbildung 19) wurde aus der Mitte von Cape Bird Nord genommen ($n = 14$ Pixel), da sich dort eine große Guanofläche befindet. Als Schwellwerte haben sich nach einigem Testen und der Analyse mittels der ROC-Methode (Bradley 1997) die Werte 0,8 für ACE und 0,02 für die SAM-Klassifikation herausgestellt.

Abbildung 19: Für die Klassifizierung von SAM und ACE verwendetes Spektralprofil des Guanos aus Cape Bird Nord, die auch Anwendung bei der Klassifikation von Brown Bluff und Hope Bay fand

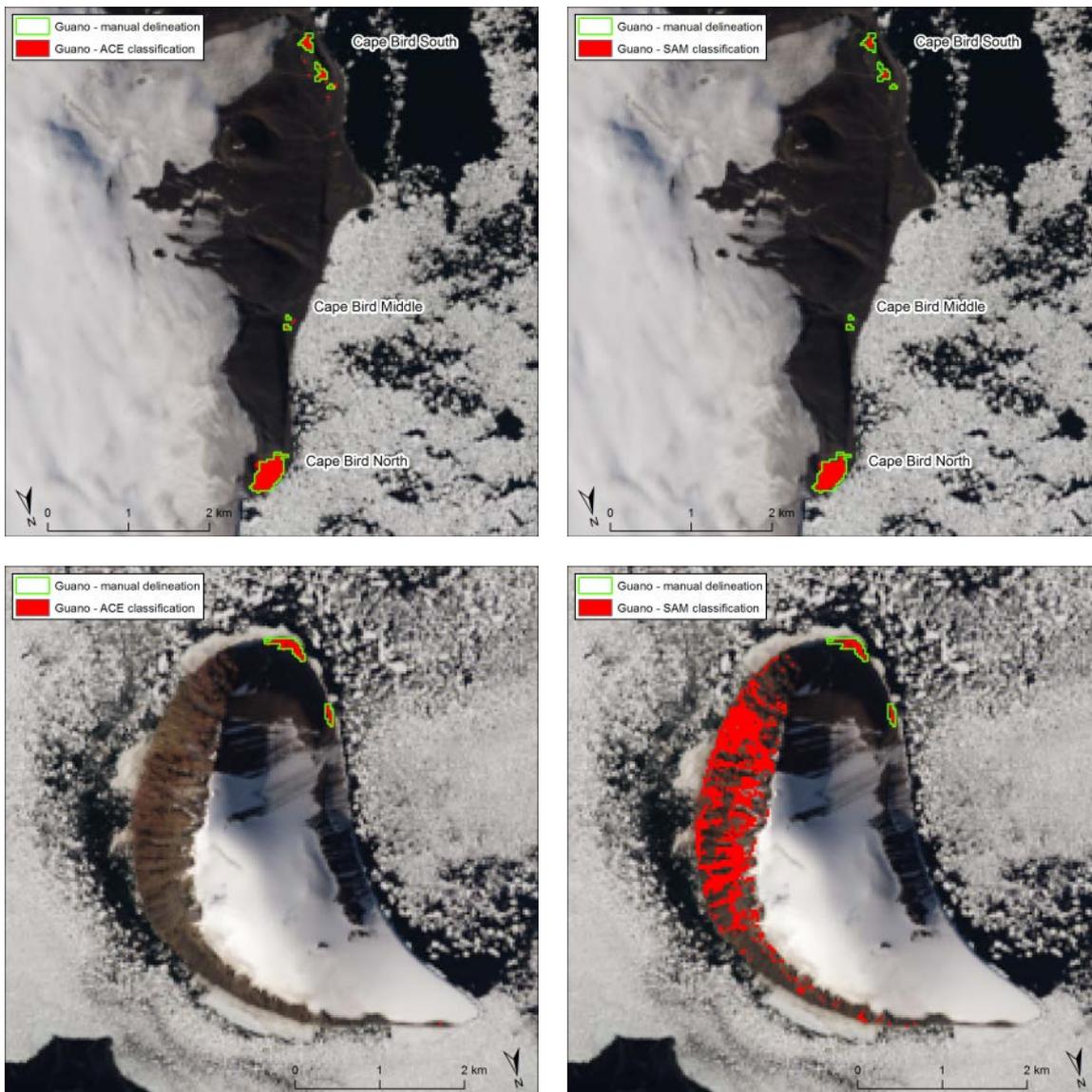


Ein Vergleich der Güte beider Klassifikationsmethoden ist in Tabelle 10 zusammengefasst. So zeigt sich, dass die SAM-Klassifikation deutlich ungenauer ist als die ACE-Klassifikation. Wie in Abbildung 20 zu erkennen, leisten beide Klassifikationen für Cape Bird ähnliche Ergebnisse, im Gegensatz zu der ebenfalls in der Aufnahme klassifizierten Kolonie Beaufort-Inland, wo die SAM-Klassifizierung große Teile sonnenbeschienenen Felsen als Guano klassifiziert. Auch im Gebiet der Antarktischen Trockentäler (McMurdo Dry Valleys) werden bei der SAM-Klassifizierung große Bereiche als Guano klassifiziert - bei der ACE-Klassifikation passierte dies nur vereinzelt. Bei Wolken in der Szene zeigte die visuelle Analyse, dass beide Methoden gleichermaßen anfällig für Fehlklassifizierungen sind.

Tabelle 10: Güte der Klassifizierungen der Landsat 8-Aufnahme vom 29.12.2015 von Cape Bird in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen

Klassifizierung	Überlassungsfehler [%]	Unterlassungsfehler [%]	Kappa-Koeffizient
ACE	16,33	13,38	0,85
SAM	53,85	32,39	0,5478

Abbildung 20: Gegenüberstellung der Klassifikationsergebnisse von Cape Bird (oben) und Beaufort-Inland (unten) in einer Landsat 8-Aufnahme vom 29.12.2015. Alle Klassifikationen basieren auf dem gleichen Trainingsgebiet.



Landsat-Aufnahme USGS/NASA

6.3.2 Maritime Antarktis - Brown Bluff und Hope Bay

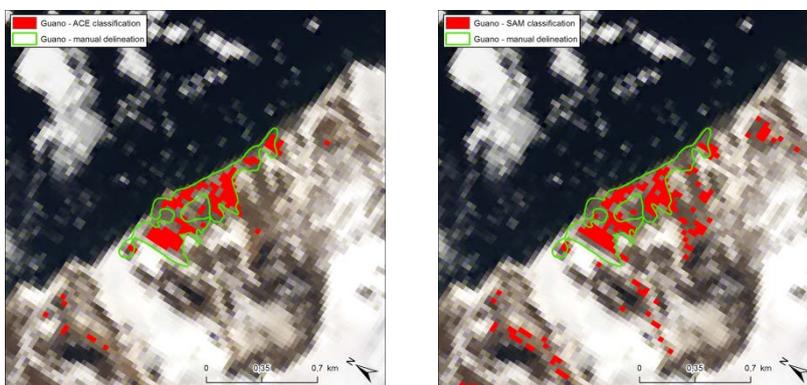
Mit der spektralen Signatur aus Cape Bird Nord wurden auch die Gebiete um die Pinguinkolonien vom Brown Bluff und Hope Bay in einer Landsat 8-Aufnahme vom 10.12.2013 klassifiziert. Es wurden hierfür die gleichen Schwellwerte - 0,8 für ACE und 0,02 für die SAM-Klassifikation - verwendet. Da in der Aufnahme von Brown Bluff und Hope Bay (10.12.2013) der Guano nur schlecht visuell erkennbar war, wurden die mit guanobedeckten Flächen nicht in der Landsat-Aufnahme selbst, sondern in einer hochauflösten Aufnahme von 08.1.2012 in Google Earth manuell deliniert. Dies könnte auch die relativ großen Klassifizierungsfehler beider Methoden (siehe Tabelle 11) erklären, da die Ground-Truth-Daten von einem anderen Zeitpunkt und einem anderen Aufnahmesystems stammen. Im Vergleich, schneidet die ACE-

Klassifizierung etwas besser ab, da die Methode deutlich geringere Überlassungsfehler aufweist (siehe Abbildung 21) und damit auch weniger Flächen fälschlicherweise als Guano detektiert.

Tabelle 11: Güte der Klassifizierungen einer Landsat 8-Aufnahme vom 29.12.2015 von Brown Bluff und Hope Bay in Bezug auf die manuell delinierten Guanoflächen. Klassifizierung erfolgte mit Guanosignatur aus Cape Bird

Klassifizierung	Überlassungsfehler [%]	Unterlassungsfehler [%]	Kappa-Koeffizient
ACE	11,59	69,50	0,4528
SAM	85,85	32,39	0,2858

Abbildung 21: Gegenüberstellung der Klassifikationsergebnisse von Brown Bluff in einer Landsat 8-Aufnahme vom 29.12.2015. Alle Klassifikationen basieren auf dem gleichen Trainingsgebiet von Cape Bird



Landsat-Aufnahme USGS/NASA

6.4 Fazit

Bei der Analyse der verschiedenen Methoden zur Detektion von Pinguinkolonien bei hochaufgelösten Aufnahmen stellte sich heraus, dass die neu getesteten Methoden keine Verbesserung zu der schon erprobten Maximum-Likelihood-Klassifizierung bietet. Vor allem die Ergebnisse der Adaptive-Coherence-Estimator (ACE)-Klassifizierung zeigen eine ähnliche Güte. Die Methode hat jedoch den Vorteil, dass sie im Gegensatz zur Maximum-Likelihood-Klassifizierung nur ein Trainingsgebiet benötigt wird bzw. nur einer externen spektralen Signatur. Theoretisch wäre somit eine automatisierte Klassifizierung möglich. Alle untersuchten Methoden zeigen jedoch große Probleme mit der Kolonie Ardley Island aufgrund ihrer sehr diversen Oberflächenstrukturen und verstreuten Nestgruppen, was im Ergebnis zu häufigen Fehlklassifizierungen führt. Bei der in der kontinentalen Antarktis gelegenen Kolonie Cape Bird wurden hingegen gute Ergebnisse erreicht. Eine deutliche Verbesserung bei der Analyse hochaufgelöster Aufnahmen sollte der Einsatz von objektorientierten Klassifizierungen bieten, deren Einsatz für hochaufgelöster Aufnahmen von Witharana & Lynch (2016) genau untersucht wurde und vielversprechende Ergebnisse erzielte.

Bessere Ergebnisse wurden mit der ACE-Klassifizierung bei den mittelaufgelösten Landsat 8-Aufnahmen der kontinentalen und maritimen Antarktis erreicht. Diese weist weniger Klassifizierungsfehler auf als die ebenfalls untersuchte SAM- Klassifizierung. Mit beiden Methoden wäre die Anwendung einer automatisierten Klassifizierung auf der gesamten Antarktis theoretisch möglich. Der Einsatz der Entscheidungsbaumklassifizierung kann als Vorstufe zu einer Klassifizierung große Vorteile in dem Sinne bieten, dass dadurch die zu

klassifizierenden Bereiche stark eingegrenzt werden können (vgl. Burton-Johnson et al. 2016) und so die Gefahr von Fehlklassifizierungen z. B. bei Wolken minimiert wird.

Tabelle 12: Überblick über die Eignung der untersuchten Methoden für die Guanodetektion für hochaufgelösten Aufnahmen und die vollautomatische Guanodetektion für mittelaufgelösten Landsat-Aufnahmen (- nicht geeignet; 0 teilweise geeignet, + gut geeignet, ++ sehr gut geeignet)

Klassifikationsmethode	Hochaufgelöste Aufnahmen	Mittelaufgelöste Aufnahmen
ACE	0	++
ML	++	-
NN	-	-
SAM	+	+

7 Terrestrische Zählmethoden

Um die Aussagekraft bzw. Genauigkeit der aus den Satellitenbildern gewonnenen Informationen beurteilen zu können, werden möglichst genaue Bodenkontrolldaten (Ground-Truth-Daten) benötigt. Vier verschiedene Methoden zur Beschaffung solcher Referenzdaten wurden in diesem Projekt untersucht und miteinander verglichen.

7.1 Panoramafotografie

Um die Brutpaarzahl einer Kolonie möglichst schnell abzuschätzen zu können, lassen sich im Idealfall von einer Erhöhung Panoramabilder der Kolonie anfertigen und die darin erkennbaren Nester zählen. Anschließend wird mit einem Satellitenbild die Fläche von einigen gut identifizierbaren vorher fotografierten Nestgruppen mit repräsentativer Dichte bestimmt und mit den im Panorama gezählten Nestern die Dichte dieser Nestgruppen ermittelt. Im letzten Schritt wird im Satellitenbild die gesamte Fläche der Kolonie vermessen und mit der zuvor errechneten Dichte die Gesamtanzahl der Nester dieser Kolonie berechnet.

Tabelle 13: Anzahl der erstellten Panoramen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten

Ort	Panoramen [Anzahl]	Einzelbilder [Gesamtanzahl]
Ardley Island	13	177
Withem Island	10	70
Narebski Point	7	190

Abbildung 22: Übersichtsbilder der ausgewerteten Panoramen - von oben nach unten: Ardley Island (Eselspinguinester), Withem Island (Zügelpinguinester), Narebski Point (Zügelpinguinester)



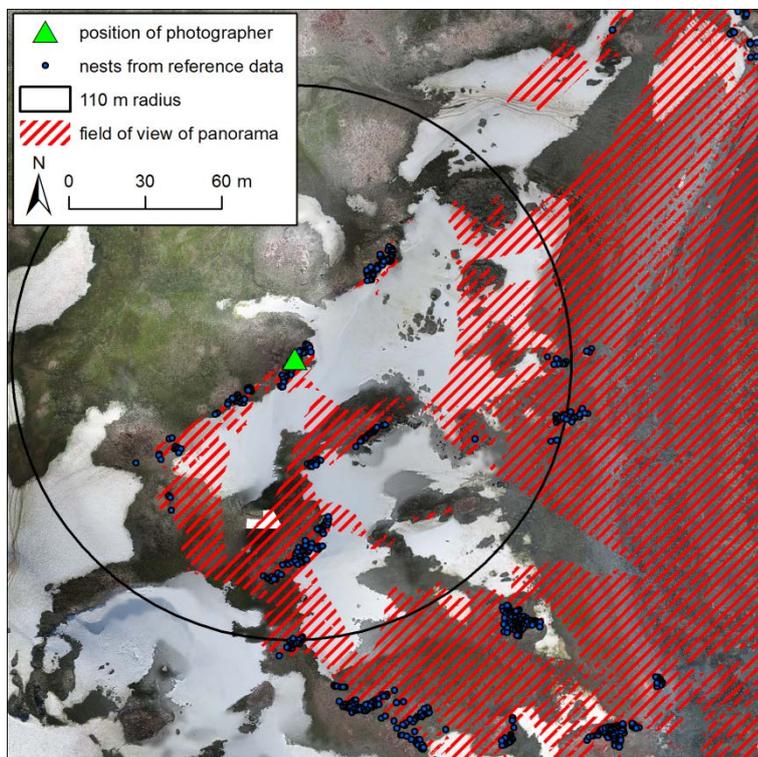
Um das Potenzial dieser Methode zu ermitteln, wurden in der Saison 2013/14 von 32 unterschiedlichen Standorten (siehe Tabelle 13) Panoramen aufgenommen. Die Größe der Panoramen variierte dabei stark. Die Kleinsten setzten sich aus lediglich drei Einzelbildern zusammen, während das größte aus 86 Bildern besteht. Zum zusammenfügen (mosaikieren) der sich überlappenden Einzelaufnahme wurden der Microsoft Image Composite Editor eingesetzt. Anschließend wurden von jedem Untersuchungsgebiet ein beispielhaftes Panorama ausgewählt (siehe Abbildung 22) und die darin identifizierbaren Nester ausgezählt. Dabei stellte sich heraus, dass die Nester nur bis zu einer bestimmten Entfernung, ausgehend von der Position des Fotografen, im Panorama identifizierbar sind (siehe Tabelle 14). Da zum Zeitpunkt der Aufnahmen auch die Befliegungen mit dem UAV (Unmanned Aerial Vehicle) stattfanden, konnten die in dem Panorama ausgezählten Nestgruppen mit denen aus der Befliegung verglichen werden. Dazu mussten erst die im Panorama abgebildeten Nestgruppen im UAV-Mosaik identifiziert werden. Dies geschah mit Hilfe der Viewshed-Analyse (ArcGIS10) ausgehend vom Aufnahmepunkt der Panoramen (dieser wurde per GPS aufgezeichnet). Die Datengrundlage der Viewshed-Analyse bildeten die mittels UAV erzeugten hochaufgeösten DOMs (Kap. 7.4). Das visuelle Ergebnis einer solchen Viewshed-Analyse ist in Abbildung 23 dargestellt. Die Gegenüberstellung der Anzahl von im Panorama sichtbaren Nestern und der

im gleichen Sichtbereich gezählten Nester aus den UAV-Befliegungen (Referenzdaten) ist in Tabelle 14 aufgeführt.

Tabelle 14: Vergleich der Zählungen aus den kompletten Panoramen, den Zählungen aus den UAV-Befliegungen und der Differenz aus Beiden

Panoramaort	Nester aus Panorama [Anzahl]	Nester aus UAV-Befliegung [Anzahl]	Abweichung [%]	max. Entfernung [m]	Brennweite (35mm äq.) [mm]
Ardley Island	238	265	10	110	46
Withem Island	137	164	16	40	25
Narebski Point	573	646	11	~100	135

Abbildung 23: Blickfeld (rot gestreift) eines 180 ° Panoramas von Ardley Island mit den im Panorama sichtbaren Referenznestern, erstellt mit einer Viewshed-Analyse



Problematisch bei der Auszählung der Nester in den Panoramen ist die starke Schrägsicht auf einige Nestgruppen. So überdecken sich hintereinander stehende Pinguine gegenseitig (siehe Abbildung 24), was u. a. zu der Differenz zwischen gezählten Nestern und den Referenzdaten führt (vgl. Tabelle 14). Vereinzelt sind die Nester nur schwer zu erkennen, sodass nur die Pinguine gezählt werden können. Da die Anzahl der Pinguine in der Nestgruppe aber nicht mit der Anzahl der Nester gleichgesetzt werden kann, kann es dabei zu Fehlzählungen kommen. Dies trifft umso mehr zu, je größer die Distanz der Nestgruppen zum Betrachter sind, je stärker die Schrägsicht ist und je dichter die Pinguine stehen (siehe Abbildung 24). Ab welchen Entfernungen noch Zählungen möglich sind, ist abhängig von der verwendeten Brennweite des Kameraobjektives. Beispiele dafür sind in Tabelle 14 aufgeführt. Auf Narebski Point kam erschwerend hinzu, dass ein Großteil der Küken schon geschlüpft war und sich nicht

mehr im Nest aufhielt. Auch die Abdeckung der Kolonie bereitet Probleme: zwar können von einem erhöhten Standpunkt aus große Bereiche eingesehen werden, doch sind ab einer bestimmten Entfernung die Nester nicht mehr unterscheidbar. Dieses Problem kann minimiert werden, indem mehrere Panoramen von unterschiedlichen Standorten aus angefertigt werden. Dies kreiert jedoch einen nicht unerheblichen zeitlichen Mehraufwand.

Abbildung 24: Detailausschnitte aus den Panoramen für gut erkennbare Zügelpinguinester bei Narebski Point (A) und Eselspinguine auf Ardley Island (B) sowie von Withem Island mit sich überdeckenden Zügelpinguinen (C) und weit entfernten Zügelpinguinestgruppen (ab 70 m; D)



7.2 GPS-basierte Vollkartierung

Die präziseste Erfassung der Populationgröße einer Pinguinkolonie ist durch die direkte Datenaufnahme am Boden erreichbar. Bei Verwendung eines GPS-unterstützten Kartiersystems (vgl. Peter et al. 2008, Waluda et al. 2014) ist es zudem möglich, die räumliche Verteilung der Nester festzustellen. Nachteile der Methode sind der hohe Aufwand an Geländearbeit und das relativ hohe Maß an Störung, dem die Tiere dabei ausgesetzt sind. So benötigen beispielsweise für die vollständige Brutpaar-Kartierung der Kolonie Ardley Island (ca. 7.000 Brutpaare) zwei Personen ca. 2-3 Arbeitstage.

Die Pinguinkolonie Ardley Island wurde im Rahmen dieser Studie dreimal während der Brutsaison (2013/14, 2014/15, 2015/16) vollständig kartiert und die Anzahl der Brutpaare erfasst. Die dabei verwendete Methodik entspricht der der vorangegangenen Kartierungen dieser Kolonie (vgl. Peter et al. 2008). Hierbei werden Pinguinestgruppen in einem Abstand von 0,5 – 1 m per GPS-Feldrechner (Panasonic CF-P1/Novatel Smartantenna, GETAC PS535F/Trimble Juno SD) aufgenommen, dazu wurde die Anzahl der aktuell bebrüteten Nester getrennt nach Arten erfasst und direkt in das entstehende Shapefile eingetragen. Ab einem

Abstand von mindestens 1 m zwischen den nächsten Nestern wurden Nestgruppen getrennt aufgenommen.

Tabelle 15: Anzahl der Brutpaare in der Pinguinkolonie Ardley Island

Novemberzählung				Dezemberzählung			
Datum	<i>P. papua</i>	<i>P. adeliae</i>	<i>P. antarctica</i>	Datum	<i>P. papua</i>	<i>P. adeliae</i>	<i>P. antarctica</i>
-	-	-	-	06. - 09.12.2013	6187	429	14
28. - 30.11.2014	7001	369	19	15. - 19.12.2014	6464	512	16
-	-	-	-	04. - 07.12.2015	5726	381	22

Die Kartierungen der Kolonie Ardley Island wurden bisher in der Regel, auch aus logistischen Gründen, Anfang bis Mitte Dezember der jeweiligen Brutsaison durchgeführt (Peter et al. 2013, Peter et al. 2008). Dies war auch für die aktuelle Untersuchung der Fall (siehe Tabelle 15). Um jedoch diese langjährige Datenreihe mit den Zählenden anderer Kolonien vergleichbar zu machen, wurde in der Saison 2014/15 zusätzlich eine Kartierung im November durchgeführt. Dieser Termin liegt näher am häufig verwendeten Peak of Egg-laying (CCAMLR 2004), der für das antarktische Pinguinmonitoring als Zensustermin von CCAMLR vorgegeben ist und daher von großer Bedeutung beim Vergleich von CEMP-Daten mit anderen Erhebungen ist. Die Kartierergebnisse von November und Dezember 2014 weisen tatsächlich einige Unterschiede auf (siehe Tabelle 15). Auffällig ist eine deutliche Abnahme der Eselspinguinnester (*P. papua*), von denen offensichtlich inzwischen viele ihr Nest aufgegeben hatten (minus 7,7 %). Diese Entwicklung spiegelt sich auch in den Daten zur Feststellung des Brutverlaufs wieder (siehe Kap. 11.2), wo zwischen diesen Zeiträumen ca. 10 – 15 % der registrierten Nester verlassen wurden.

Bei den Adéliepinguinnestern ist wiederum eine deutliche Zunahme (plus 38,8 %) zu verzeichnen. Der Vergleich mit dem Brutverlauf und die Beobachtungen im Gelände zeigen, dass es sich hier um Versuche der Wiederbesetzung dieser Nester handelt, die im Zuge der Schlechtwetterphase in der zweiten Novemberhälfte verloren gingen.

Deutlich wird hier, dass das Kartierergebnis nicht unerheblich vom Kartierzeitpunkt abhängt. Letzterer unterliegt wiederum oftmals logistischen und witterungsbedingten Einschränkungen.

Abbildung 25: Kartierung der Pinguinkolonie Ardley Island im Dezember 2013

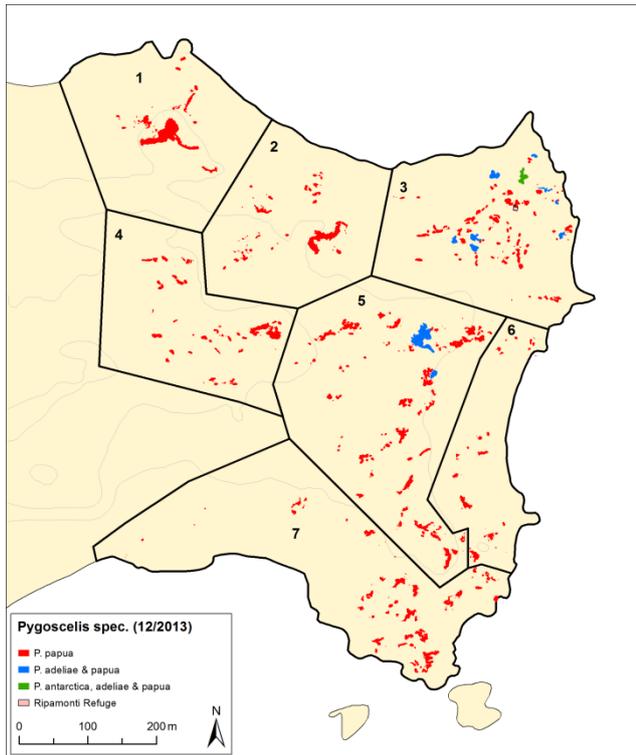


Abbildung 26: Kartierung der Pinguinkolonie Ardley Island im Dezember 2014

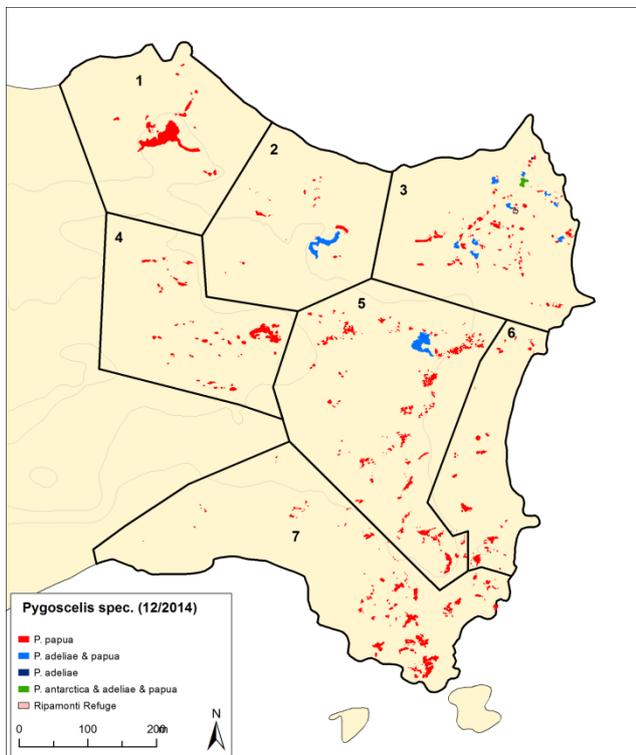
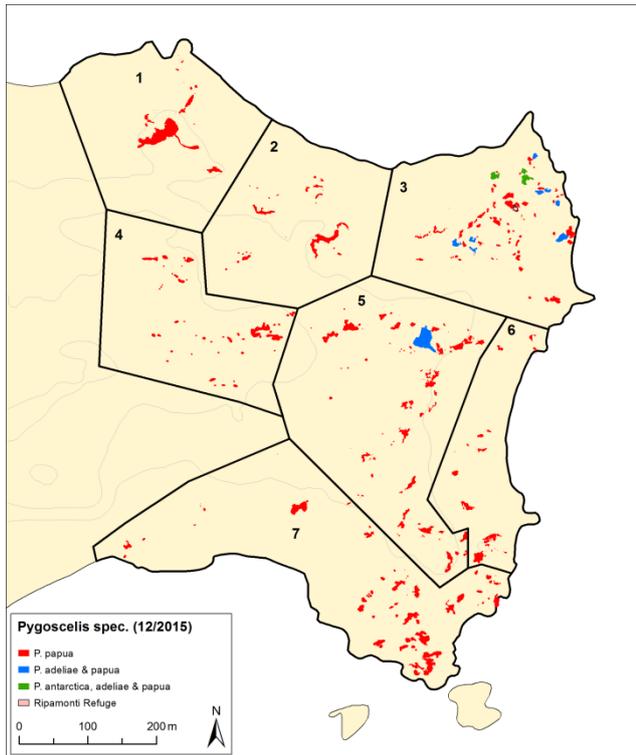


Abbildung 27: Kartierung der Pinguinkolonie Ardley Island im Dezember 2015



7.3 GPS-basierte Teilkartierung

Bei der Teilkartierung wird im Gegensatz zur Vollkartierung nur ein Teil einer Kolonie mit GPS kartiert und die Brutpaare gezählt. Anhand der gemessenen Fläche der untersuchten Nestgruppen und der Anzahl der Brutpaare in diesen Nestgruppen kann die Dichte der Brutpaare in den Nestgruppen berechnet werden. Um auf die Gesamtzahl der Brutpaare aller Nestgruppen zu schließen, wird die gesamte Fläche aller Nestgruppen benötigt. Diese Fläche kann mit Hilfe von Satellitenaufnahmen bestimmt werden, die möglichst nahe am Zeitpunkt der Kartierung aufgenommen wurden. Anhand der am Boden bestimmten Brutpaardichte in den Nestgruppen und der aus den Satellitenbildern bestimmten Fläche aller Nestgruppen, kann schließlich auf die Anzahl der Brutpaare einer Kolonie geschlossen werden. Erfolgreich angewandt wurde diese Methode u. a. von Lynch et al. (2012) mit hochauflösten Satellitenaufnahmen.

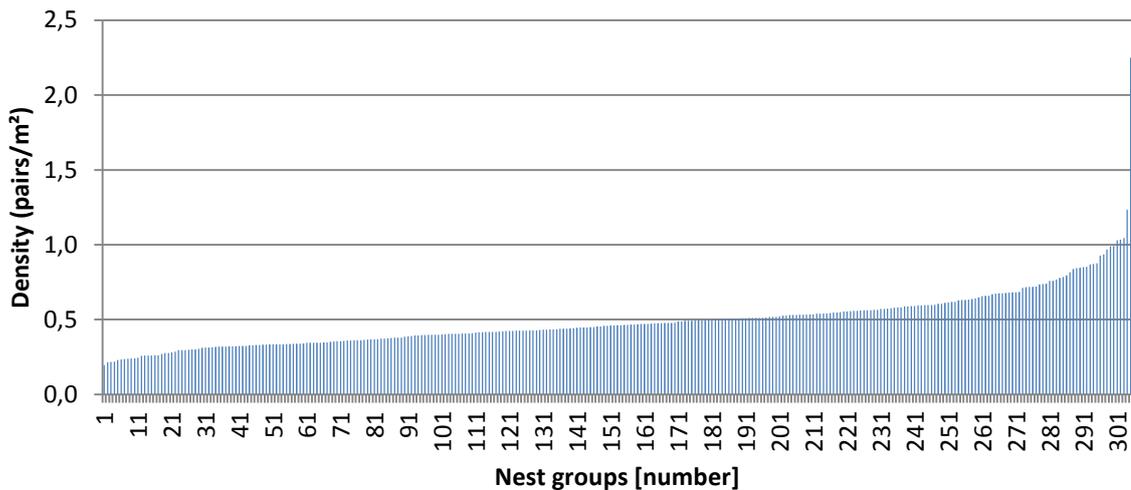
Bei dieser Methode gibt es zwei Hauptfehlerquellen: zum einem die Bestimmung der Brutpaardichte am Boden und zum anderen die Bestimmung der Nestgruppenfläche in den Satellitenbildern, wobei jede Fehlerquelle für sich zu erheblichen Ungenauigkeiten führen kann. Um die Größe der Fehlerquellen abschätzen zu können, wurde das Verfahren exemplarisch mit Hilfe der Kartierdaten von 2013/14 von Ardley Island und einer hochauflösten Worldview 2-Aufnahme vom selben Untersuchungsgebiet und Zeitraum getestet.

7.3.1 Bestimmung der Brutpaardichte am Boden

Ein Problem der Teilkartierung ist, dass die Anzahl der Brutpaare pro Quadratmeter bzw. zwischen den Nestgruppen in der Kolonie schwankt, wie Abbildung 28 zeigt. Das bedeutet,

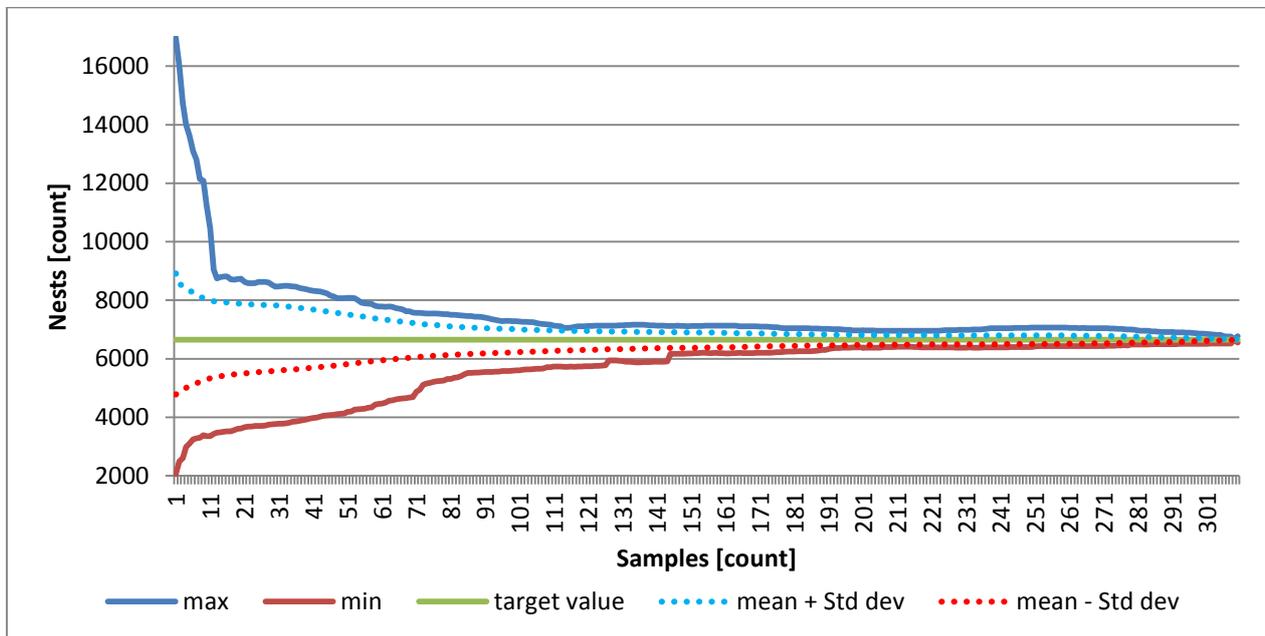
dass die Wahl der Stichprobe (ausgewählte Nestgruppen für die Teilkartierung) eine erhebliche Auswirkung auf die draus berechnete Dichte hat. Für die Berechnung der Dichte der Saison 2013/14 wurden nur Eselspinguin-Nestgruppen mit mindestens zwei Brutpaaren einbezogen, da die Fläche von einzeln stehenden Nestern aus praktischen Gründen nur ungenau kartiert werden konnte. Ebenso muss beachtet werden, dass die Kartierung von verschiedenen Personen durchgeführt wurde und somit individuellen Fehlerquellen unterliegt.

Abbildung 28: Dichte (Nester / m²) aller Eselspinguin-Nestgruppen berechnet aus der GPS-Kartierung der Saison 2013/14 von Ardley Island. Es zeigt sich, dass die Dichte der Nestgruppen in der Kolonie deutlich schwankt (Minimum = 0,2; Maximum = 2,2; Mittelwert = 0,5; Standardabweichung 0,2)



Um zu bestimmen, wie groß eine Stichprobe sein müsste, damit auf die tatsächliche Brutpaaranzahl von 6.652 (Ardley Island Saison 2013/14) geschlossen werden kann, wurde ein Modell in R (R-Core Team 2015) geschrieben. Zunächst wurden alle 310 Nestgruppen manuell in eine tabellarische Reihenfolge gebracht, die in etwa ihre räumliche Lage widerspiegelt: Benachbarte Nestgruppen folgten tendenziell enger aufeinander als entferntere. Damit wird dem Fakt Rechnung getragen, dass in einer Kolonie im Feld eine räumlich eng zusammenhängende Stichprobe eingemessen und keine Zufallsstichprobe aus der gesamten Kolonie herangezogen wird. Mit Hilfe des Scripts war es möglich, basierend auf dieser Nestgruppenreihenfolge 310 Hochrechnungsschritte zu berechnen. Im ersten Schritt wurde zunächst mit der ersten Nestgruppe begonnen und aus deren Dichte die Brutpaarzahl für die gesamte Koloniefäche hochgerechnet. Mit jedem Rechenschritt wurde eine weitere Nestgruppe entsprechend der anfangs festgelegten Reihenfolge hinzugefügt, die Dichte gemittelt und das Ergebnis erneut auf die Kolonie hochgerechnet. Mit jedem Rechenschritt wird sich das Ergebnis immer mehr dem realen Wert der Kolonie annähern, bis alle 310 Nestgruppen in die Stichprobe einbezogen sind. Damit ist ein Modelllauf abgeschlossen. Im nächsten Modelllauf begann die Hochrechnung mit der zweiten Nestgruppe und lief nach dem gleichen Schema ab. Damit wird simuliert, dass der Feldarbeiter an anderer Stelle seine Stichprobenmessung begonnen hätte. Daraus ergeben sich 310 Modellläufe zu je 310 Einzelschritten. Als Ergebnis wurden die Minima und Maxima der Hochrechnung für jede der 310 Stichprobengrößen/Nestgruppenanzahlen über alle Modellläufe bestimmt. Das Ergebnis der Untersuchung zeigt, wie stark die maximale Streuung mit zunehmender Größe der Stichprobe abnimmt (siehe Abbildung 29).

Abbildung 29: Minimum und Maximum der Eselspinguin-Brutpaaranzahl für die Kolonie Ardley berechnet aus 310 Zufallsstichproben in Abhängigkeit zu der Anzahl der gewählten Nestgruppen. Zu erkennen ist, in welchem Maße die Streuung der Brutpaare mit zunehmender Größe der Stichprobe von Nestgruppen abnimmt



Aus diesen Werten wurde wiederum die maximale Abweichung von der tatsächlichen Brutpaarzahl in Bezug auf die Anzahl der Stichprobengröße (samples) berechnet (siehe Abbildung 30). Im Endeffekt bedeuten die Ergebnisse, dass die Genauigkeit der Bestimmung der Brutpaardichte bei einer Teilkartierung von Ardley Island stark von der Stichprobengröße abhängt, wobei diese wiederum vom möglichen Arbeitsaufwand begrenzt wird (Tabelle 16). So müssen beispielsweise, um mit Sicherheit eine Genauigkeit von 5 % zu erreichen, mindestens 281 Nestgruppen am Boden (ca. 93 % aller Nestgruppen auf Ardley Island) kartiert werden. Inwieweit sich dieses Ergebnis auf andere Kolonien übertragen lässt, konnte nicht überprüft werden. Die Untersuchungen von Woehler & Riddle (1998) deuten aber drauf hin, dass es größere Unterschiede (zwischen 0,1 und 3,1 Brutpaare pro m²) bei den Koloniedichten gibt.

Abbildung 30: Maximaler prozentualer Abweichung bei der Bestimmung der Gesamtbrutpaare (Eselspinguin) in Abhängigkeit zur Nestgruppenanzahl für die Kolonie Ardley Island in der Saison 2013/14

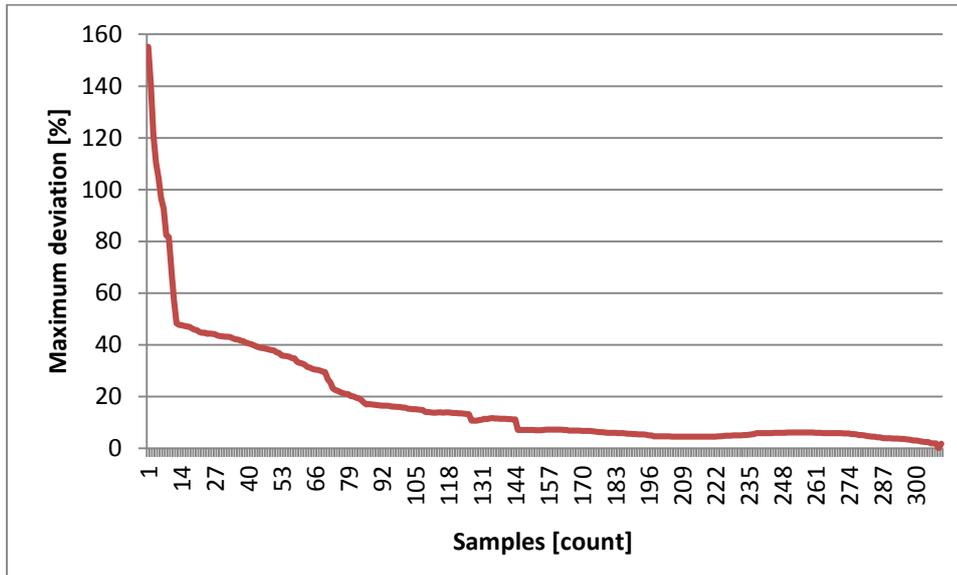


Tabelle 16: Tabelle zeigt, wie viele Eselspinguin-Nestgruppen in einer Stichprobe enthalten sein müssen, um mit Sicherheit eine bestimmte Genauigkeit bei der Kolonie Ardley Island in der Saison 2013/14 zu erhalten

Geringste mögliche erzielte Genauigkeit [%]	Stichprobengröße der Nestgruppen [Anzahl]	Anteil der Stichprobengröße an Gesamtheit der Nestgruppen [%]
50	14	5 %
25	58	19 %
10	146	48 %
5	281	93 %

7.4 UAV-Orthophotomosaik

Eine relativ neue Methode (vgl. Goebel et al. 2015, Mustafa et al. 2014, Ratcliffe et al. 2015, Zmarz et al. 2015) zur Bestimmung der Abundanz bei Pinguinkolonien ist der Einsatz von UAVs (Unmanned Aerial Vehicles). Mit diesen werden die Kolonien in relativ niedriger Höhe (50 – 300 m) überflogen und währenddessen Luftbildaufnahmen gemacht. Diese Aufnahmen können anschließend mosaikiert, georeferenziert und zu Orthophotomosaiken verrechnet werden. Unter Orthophotomosaiken versteht man aus einzelnen Luftbildern zusammengesetzte georeferenzierte Bildmosaiken, in denen geländebedingte Verzerrungen mit Hilfe eines Oberflächenmodells entfernt wurden (orthorektifiziert). Anhand von hochaufgelösten Orthophotomosaiken (<5 cm Bodenauflösung) können die Nester einer Kolonie gezählt werden.

Das hier eingesetzte UAV ist ein Oktokopter (HiSystems, MK ARF Okto XL), der acht Elektromotoren besitzt, eine maximale Nutzlast von 2,5 kg tragen kann und mit GPS ausgestattet ist (siehe Abbildung 31). Der Oktokopter erreicht in Abhängigkeit seiner Zuladung und den Wetterbedingungen Flugzeiten von 8 - 20 Min. und kann bis in eine Höhe von 3000 m über NN fliegen. In der Praxis waren aufgrund der Zuladung und der geringen Außentemperaturen sowie des oftmals vorherrschenden starken Windes Flugzeiten von bis zu

19 min bei einer Flughöhe von bis zu 150 m Höhe über Grund und einer Fluggeschwindigkeit von 22 km/h möglich.

Abbildung 31: Zum Einsatz kommt das UAV MK ARF Okto XL von HiSystems mit der Sony A6000 und der Thermalkamera am Träger



Der Oktokopter ist mit einer Software zum autonomen Flug ausgestattet. So kann vor dem Start eine genaue Flugroute mit Aufnahmezeitpunkten für die Kamera anhand einer Karte festgelegt werden (siehe Abbildung 32). Dies erlaubt sehr ökonomische Kartierbefliegungen mit je nach Bedarf genau angepassten Überlappungen der Aufnahmen. Zudem erlaubt der autonome Flugmodus auch ein Fliegen bei Dunkelheit, was für den Einsatz der Thermalkamera optimal ist. Um die tatsächlich zurückgelegte Flugstrecke bestimmen zu können, zeichnet der Oktokopter seine Position sowie weitere Telemetriedaten mehrmals in der Sekunde in einem Log-File auf, das nach dem Flug ausgelesen werden kann.

Abbildung 32: Beispiel einer Flugplanung für eine Kartierung im Ostteil von Ardley Island, an jedem Wegpunkt (orange) wird automatisch eine Aufnahme ausgelöst, die Flugzeit lag hier bei 12 min



Die Befliegungen konnten aus technischen Gründen nur bei bestimmten Wetterbedingungen durchgeführt werden. So beträgt die maximale Windgeschwindigkeit 30 km/h und es darf nicht regnen. Zudem sind Befliegungen mit optischen Sensoren nur bei klaren Sichtverhältnissen und bei ausreichend Tageslicht sinnvoll. Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen, konnten in der Saison 2013/14 durchschnittlich alle 3,5 Tage Flüge durchgeführt werden.

Zum Einsatz kam diese Methode während der Saisons 2013/14 und 2014/15 in den Untersuchungsgebieten Ardley Island, Withem Island und Narebski Point. In der Saison 2014/15 konnten aufgrund von schlechtem Wetter Withem Island und Narebski Point nicht

erreicht werden. Die Befliegungen fanden mit verschiedenen Sensoren in jeweils unterschiedlichen Spektralbereichen statt (UV, RGB, NIR und Thermalinfrarot), die in den folgenden Kapiteln vorgestellt werden.

7.4.1 RGB-Orthophotomosaik

Als optischer Sensor im RGB-Bereich kam in der Saison 2013/14 die Kompaktkamera Canon Powershot G15 und in der darauffolgenden Saison zusätzlich noch die spiegellose Systemkamera Sony A6000 zum Einsatz. Die Sony A6000 hat den Vorteil, dass sie u. a. eine deutlich größere Sensorauflösung (24,3 statt 12,1 Megapixel) hat und damit höhere Bodenaufösungen bei gleicher Flughöhe oder größere Flughöhen bei gleicher Bodenauflösung erlaubt. Beide Kameras haben im Vergleich zu DSLR-Kameras den Vorteil, dass sie leicht sind und eine lange Flugdauer ermöglichen. Mit den Systemen wurden hochaufgelöste Aufnahmen (<5 cm Bodenauflösung) der Kolonien angefertigt, daraus Orthophotomosaik erstellt und anhand der Mosaik schließlich die Nester ausgezählt. Zudem ist es möglich, mit den Bildern der Kolonie, bei entsprechend großer Bildüberlappung, 3D-Oberflächenmodelle zu erstellen, mit denen wiederum Satellitenbilder sehr genau orthorektifiziert werden können.

Beispiele der im Rahmen dieser Studie erstellten und verwendeten Mosaiken sind in Abbildung 33, Abbildung 34 und Abbildung 35 mit reduzierter Auflösung dargestellt (die Originaldatensätze können in voller Auflösung auf www.think-jena.de frei heruntergeladen werden).

Abbildung 33: UAV-Orthophotomosaik (1 cm Bodenauflösung) von Ardley Island vom 30.12.2015



Abbildung 34: UAV-Orthophotomosaik (2,5 cm Bodenaufösung) von Withem Island (links) und dessen kleinere Nachbarinseln (rechts) vom 29.12.2013

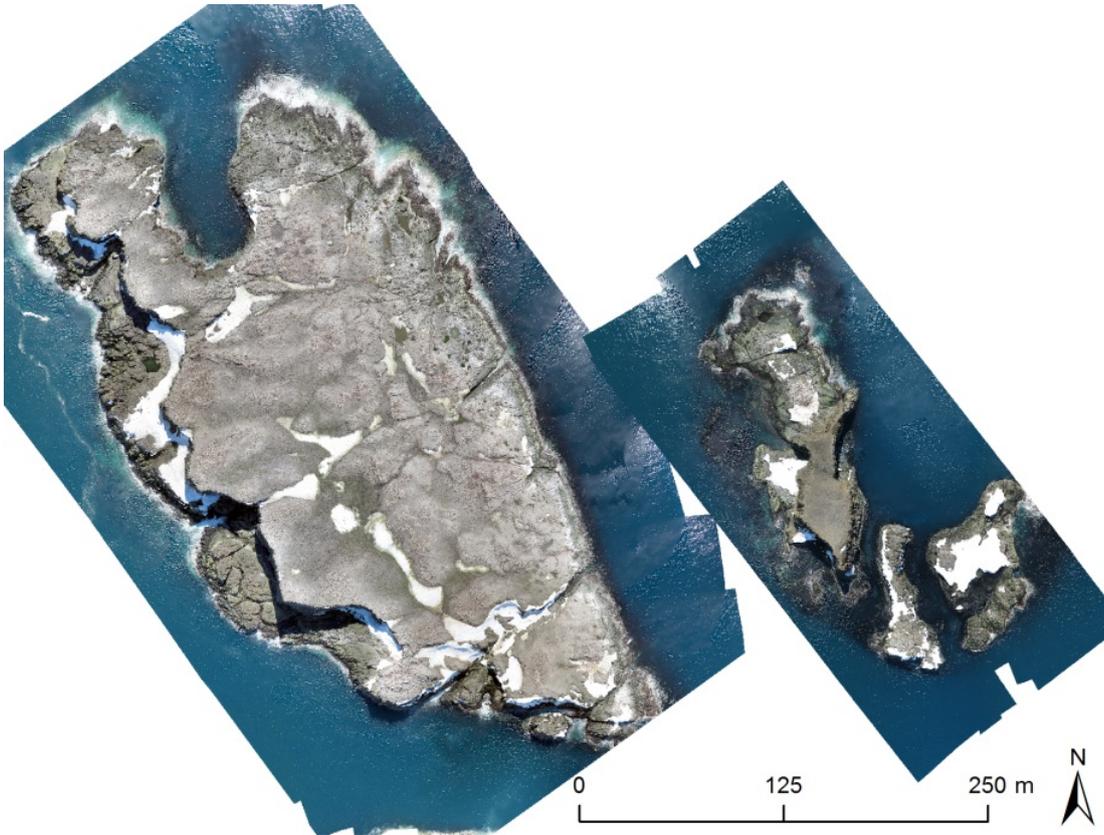


Abbildung 35: UAV-Orthophotomosaik (1,5 cm Bodenaufösung) von Narebski Point vom 03.01. und 04.01.2014

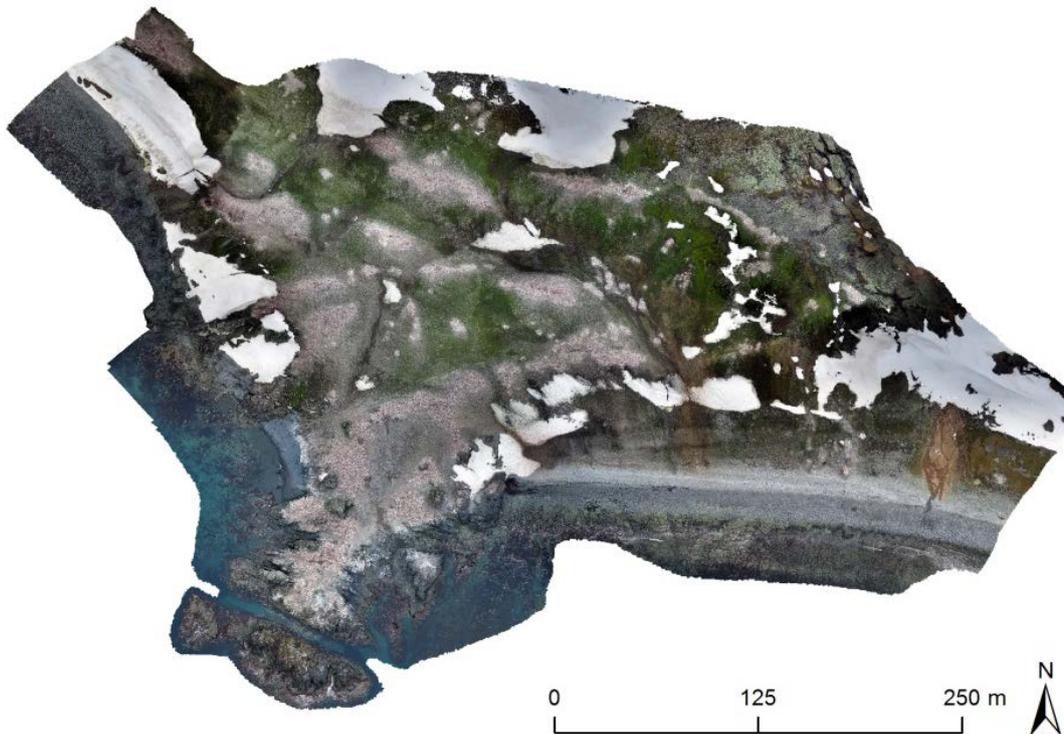


Tabelle 17: Flugparameter der UAV-Kartierungen

	Fläche im Mosaik [km ²]	Anzahl der Flüge	Auflösung am Boden [cm]	Flughöhe über Grund [m]	Anzahl der Einzelbilder
Narebski Point (2013/14)	0,23	5	3	100	318
Withem Island (2013/14)	0,15	2	3	100	122
Ardley Island (2013/14)	0,58	4	3	100	473
Ardley Island (2014/15)	0,46	8	1,5	50	1373

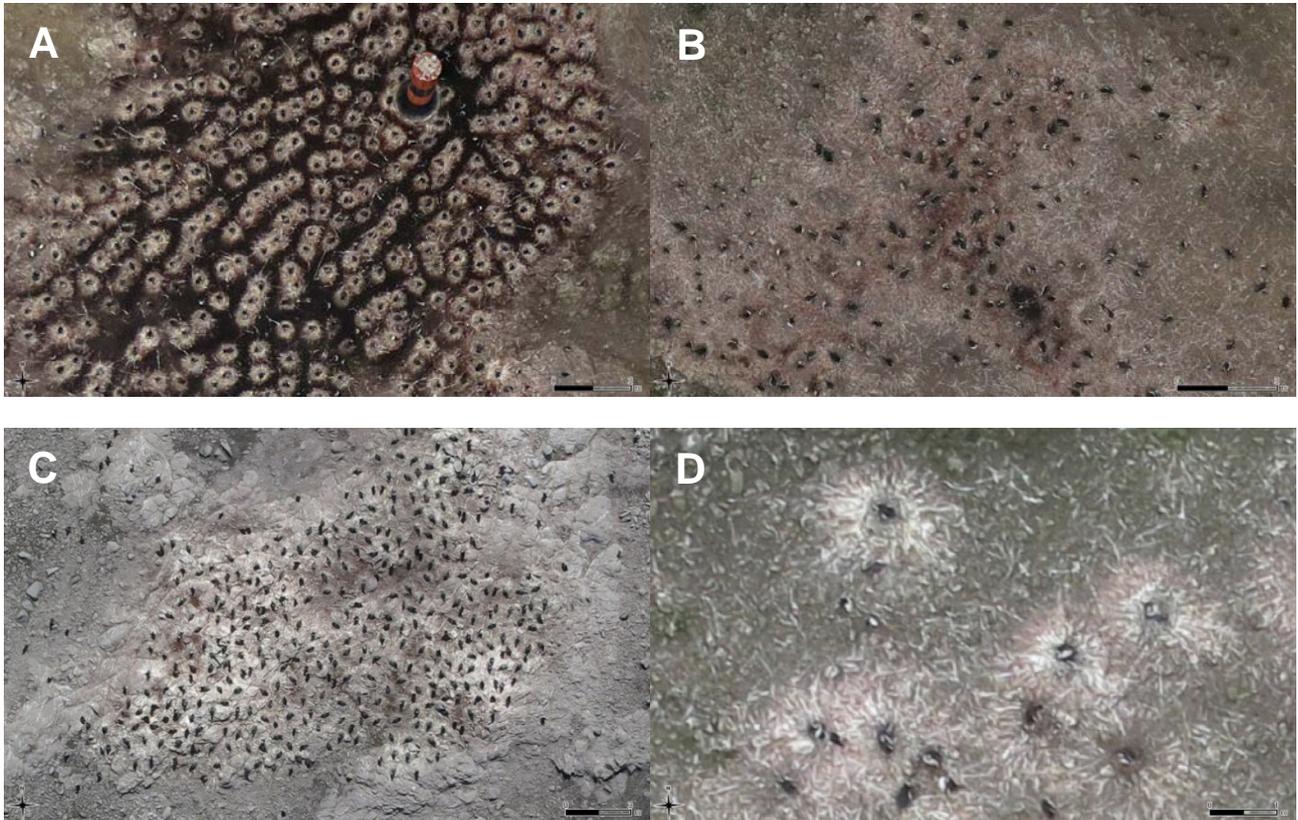
Die Flugparameter der für die Erfassung der Brutpaarzahlen der Pinguinkolonien verwendeten UAV-Kartierungen sind in Tabelle 17 dargestellt. Die Mosaik Ardley Island und Narebski Point 2013/14 enthalten einige Bildlücken, die durch die komplexe Topographie entstanden sind. Daher mussten die in der Vollkartierung ermittelten Vergleichszahlen um die Zahl der nicht durch das Mosaik abgedeckten Nester reduziert werden. Durch Optimierung der Flugwege und die Erhöhung der Bildfrequenz konnten im Mosaik Ardley Island in der darauffolgenden Saison Lücken vermieden werden. Das relativ flache Gebiet Withem Island konnte dagegen vollständig abgedeckt werden.

Gut zu identifizieren sind Nester, wenn sie sich deutlich von der Umgebung und voneinander abgrenzen, wie dies in Abbildung 36 im Bild A der Fall ist. Im Regelfall hoben sich die Nester bei den untersuchten Kolonien aber nicht ganz so gut ab. Einzelne stehende Nester sind oft durch ein sternförmiges Guanomuster erkennbar, in dessen Mittelpunkt sich das Nest befindet (siehe Abbildung 36 im Bild D).

Als Fehlerquelle bei der Zählung stellten sich die nicht brütenden, aber durch die Nestgruppen laufenden Pinguine dar. Diese nicht mitzuzählen war vor allem dann schwierig, wenn die Nester nicht eindeutig erkennbar waren (siehe Abbildung 36 im Bild B). Um die Nichtbrüter dennoch ausschließen zu können, wurde sich der Umstand zu Nutze gemacht, dass die Nester der Pinguine nicht beliebig eng zusammen stehen, sondern in „Hackreichweite“ von etwa 50 cm. Standen also zwei Pinguine deutlich näher als 50 cm innerhalb einer Nestgruppe beisammen und waren keine Nester eindeutig identifizierbar, wurde nur einer von beiden als brütend gezählt.

Schwierig wird die Zählung, wenn die Küken schon so weit entwickelt sind, dass sie Kindergärten bilden und nicht mehr im Nest hocken, wie dies teilweise bei den Zügelpinguinen bei Narebski Point der Fall war. Nester ohne Pinguine wurden nicht mitgezählt, da in diesem Fall davon auszugehen ist, dass das Nest tatsächlich nicht besetzt ist.

Abbildung 36: Beispiel für Pinguinnestgruppen aus den UAV-Luftbildern; gut erkennbare Nestgruppen von Eselspinguinen auf Ardley Island (A), schwierig erkennbare Eselspinguinnestgruppen auf Narebski Point (B), gut erkennbare Nestgruppen von Zügelpinguinen auf Withem Island (C), sternförmige Muster des Guanos um die Nester von Eselspinguinen auf Ardley (D)



Zum Vergleich sind die Anzahlen der Brutpaare, die durch Auszählung der UAV-Mosaik ermittelt wurden, denen der GPS-unterstützten Vollkartierung am Boden gegenübergestellt (Tabelle 18). Die Abweichung zwischen beiden Methoden beträgt zwischen -1 und +11%. Um die Ursachen für diese Abweichungen zu differenzieren, wurde das Ergebnis der UAV-Kartierung mit der Anzahl der Nester der einzelnen am Boden kartierten Nestgruppen detailliert verglichen (Tabelle 19). Dabei zeigt sich, dass die Anzahl der Fehlklassifikationen höher ist als die absolute Differenz beider Methoden. Die größte Fehlerursache ist die gelegentlich schwierige Unterscheidung zwischen brütenden und nichtbrütenden Individuen (Tabelle 20). Ist der zeitliche Abstand zwischen Boden- und UAV-Kartierung relativ groß, kann die Anzahl neu errichteter Nester ebenfalls bedeutsam sein, wie auch die der inzwischen verlassenen. Letztere stellen vermutlich den größten Anteil der Klasse „nicht detektiert“ dar. In diese Klasse fallen jedoch auch Nester, die aufgrund der Topographie nicht erkennbar waren (z. B. hinter oder unter Felsvorsprüngen). Das Unterscheiden von besetzten Nestern und Pinguinen ohne Nest könnte künftig durch höher aufgelöste Sensoren verbessert werden. Niedrigere Flughöhen würden die Erkennbarkeit zwar verbessern, sind jedoch kaum praktikabel, da sich die notwendige Gesamtflugzeit zur Abdeckung einer größeren Fläche deutlich verlängern würde. Zudem wurde in Rümmler et al. (2015) bereits gezeigt, dass bei einer Flughöhe von 50 m und darunter eine signifikante Störung der Pinguine feststellbar ist (siehe Kap. 7.4.4). Weiterhin zeigte sich, dass eine komplexe Topographie des Geländes ungünstig für die Ergebnisqualität ist. Wie bereits an anderen Stellen gezeigt (Kap.11.2), ist die

Berücksichtigung der Phänologie des Brutgeschehens wesentlich für das Ergebnis der Erfassung von Brutpaarzahlen.

Tabelle 18: Vergleich der Zeitpunkte der Bodenkartierungen mit denen der UAV-Kartierungen

	Narebski Point (2013/14)	Withem Island (2013/14)	Ardley Island (2013/14)	Ardley Island (2014/15)
Boden-Kartierung	6. - 9. Dez 2014	-	8. - 10. Dez 2013	16. - 18. Dez 2014
UAV-Kartierung	3. - 4. Jan 2014	29. Dez 2013	17. Dez 2013	30. Dez 2014
Differenz [Tage]	25 - 29	-	7 - 9	12 - 14

Tabelle 19: Vergleich der Ergebnisse der Bodenkartierungen mit denen der UAV-Kartierungen

	Narebski Point (2013/14)	Withem Island (2013/14)	Ardley Island (2013/14)	Ardley Island (2014/15)
Bodenkartierung	5524	-	6630	6992
Bildlücken	1223	0	431	0
Bodenkartierung (ohne Bildlücken)	4301	-	6199	6992
UAV-Kartierung	4784	10119	6145	7647
Differenz	+483 (+11%)	-	-54 (-1%)	+655 (+9%)

Tabelle 20: Fehleranalyse der Ergebnisse der UAV-Kartierung anhand der am Boden ermittelten detaillierten Nestgruppendaten

	Narebski Point (2013/14)	Ardley Island (2013/14)	Ardley Island (2014/15)
Fälschlich als brütend interpretiert	+650	+468	+969
Neue Nester	+117	-	+74
Fälschlich als nicht brütend interpretiert	-168	-384	-10
Nicht detektiert	-126	-138	-378
Differenz gesamt	+483	-54	+655

7.4.2 UV- und NIR-Orthophotomosaik

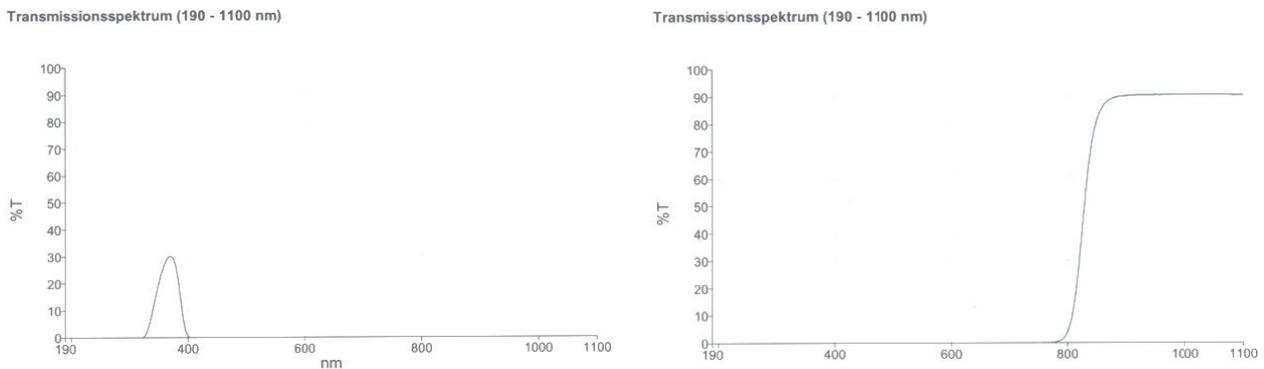
Zusätzlich zu den RGB-Aufnahmen wurden in der Saison 2014/15 auch Orthophotomosaik im ultravioletten (UV) und Nahinfrarot-(NIR) Spektralbereich erstellt. Dazu wurde der UV-NIR-Sperrfilter der Sony A6000 entfernt und mit Hilfe von speziellen Filtern war es möglich entweder im UV-, NIR- oder RGB-Spektralbereich Bilder aufzunehmen (Tabelle 21).

Tabelle 21: Überblick über die während der Saison 2014/15 mittels Kameras erfassten Spektralbereiche

Spektralbereich	Sensor	Wellenlänge [nm]
UV	Sony A6000	310 - 390
RGB	Canon G15 und Sony A6000	420 - 700
NIR	Sony A6000	830 - 1100
Thermal	Thermolmager 450	7 500 - 13 000

Aufgrund der geringen Sensitivität des Sensors im UV-Spektrum und durch die geringe Transmission des verwendeten Filters standen für die Bildaufnahme nur ca. 20 % des von der Erdoberfläche reflektierten UV-Lichtes zur Verfügung (siehe Abbildung 37). Um dies auszugleichen, musste der ISO-Wert des Sensors deutlich erhöht werden (von ISO 100 auf ISO 2500), was zu starkem Bildrauschen führte (siehe Abbildung 38). Auch eine nachträgliche Rauschunterdrückung brachte für die Bildqualität keine Verbesserung.

Abbildung 37: Transmissionskurven (spektrale Durchlässigkeit) der verwendeten Filter für UV (links) und NIR (rechts)



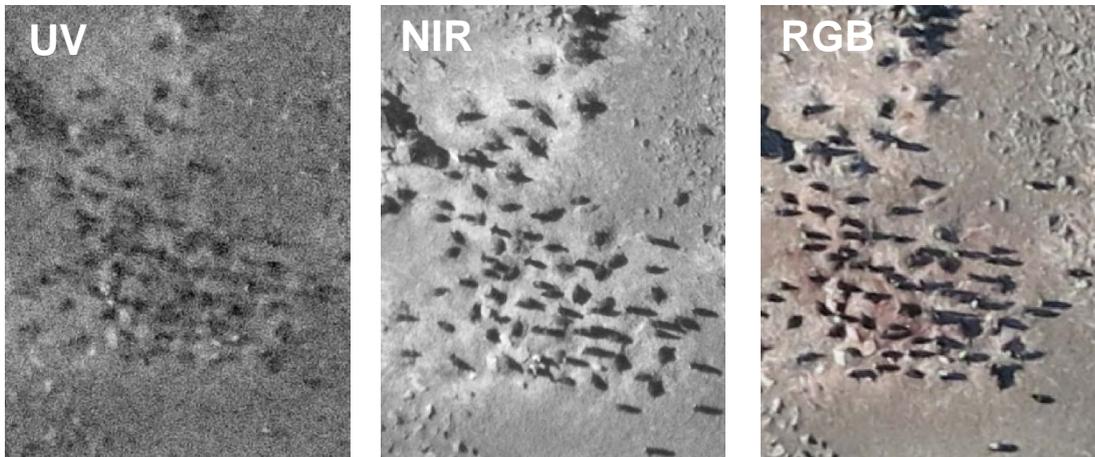
©Optic Makario GmbH

Der verwendete NIR-Filter besitzt hingegen eine deutlich bessere Transmission von 90 %, sodass der ISO-Wert lediglich leicht von 100 auf 250 erhöht werden musste, um die Bilder ausreichend zu belichten.

Bei der Interpretation der Bilder stellte sich heraus, dass mit den verwendeten UV-Aufnahmen kein Vorteil zu den RGB-Aufnahmen bei der Detektierung der Brutpaare festzustellen war. Dies lag vor allem daran, dass die Aufnahmen zu stark verrauscht waren, um weitere Details erkennen zu können.

Im NIR hingegen sind die mit Guanobedeckten Bereiche sehr gut durch die starke Reflexion in diesem Wellenlängenbereich zu erkennen. Allerdings reflektiert auch die vorhandene Vegetation im NIR sehr stark, so dass es hier zu Verwechslungen kommen kann. Vermieden werden kann dieses Problem, indem die Vegetation mithilfe des NDVI abgegrenzt wird, sodass Guano und Vegetation eindeutig unterschieden werden können. Eine andere Möglichkeit besteht in der Kombination von NIR, rot, und grün als Falschfarbenbild, da sich mit dieser Kombination Guanoflächen deutlich von der Umgebung abheben, was ein großer Vorteil der NIR-Aufnahmen gegenüber den reinen RGB-Aufnahmen darstellt.

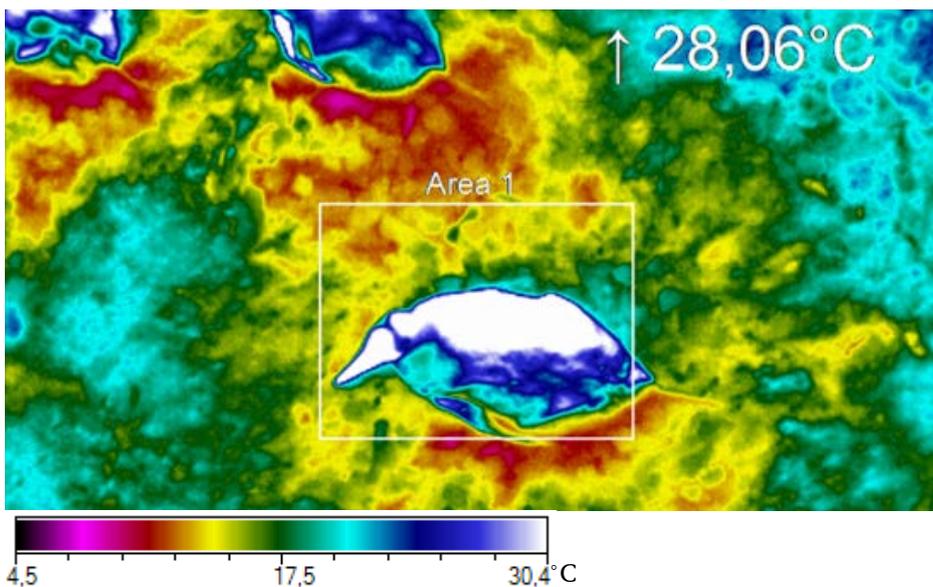
Abbildung 38: Detailausschnitt aus einem UAV-Mosaik von Ardley Island mit 3 cm Bodenauflösung zeigt eine Eselspinguinestgruppe am 08.01.2015 im UV mit ISO 2500, im NIR mit ISO 250 und zum Vergleich im RGB-Modus mit ISO 100



7.4.3 Thermalinfrarot-Orthophotomosaik

UAV-Befliegungen mit Thermalsensor führten zu neuartigen Erkenntnissen hinsichtlich der thermischen Signatur der Pinguine und des Guanos. Deutlich heben sich die höheren Körpertemperaturen der Pinguine gegenüber der Temperatur des Untergrundes ab. In Abhängigkeit von der Flughöhe ist damit eine sichere Detektion von Pinguinen möglich. Zudem zeigt sich eine ebenfalls deutliche Temperaturdifferenz zwischen den von guanobedeckten Nestern und der Umgebung (siehe Abbildung 39). Die Ursache dieser Temperaturdifferenz liegt in der hohen Albedo des Guanos.

Abbildung 39: Thermale Nahaufnahme eines brütenden Pinguins aus ca. 2 m Höhe; der direkte Randbereich des Nestes ist deutlich kühler als der sonstige mit guanobedeckte Bereich. Das Temperaturmittel von Area 1 (weißes Rechteck) beträgt 28,06 °C



Die im Rahmen dieser Studie relevanten Fragestellungen drehen sich vielfach um die Frage nach der Detektierbarkeit von Nestern. Tatsächlich ist die thermale Signatur von Nestern im

Thermalbild in einer räumlichen Kombination aus hohen Temperaturen der Pinguine und niedrigen Temperaturen der guanobedeckten Nestbereiche im Vergleich zu den mittleren Temperaturen der Umgebungsoberflächen deutlich erkennbar (siehe Abbildung 40).

Abbildung 40: Thermalbefliegung (links) und RGB-Bild (rechts) derselben Nestgruppe an Narebski Point, Signatur der Nester zeichnet sich im kühleren guanobedeckten Bereich ab. Die Differenzierung zwischen Nestern (grün) und Pinguinen (blau) erscheint im markierten Bereich (Kreis) möglich

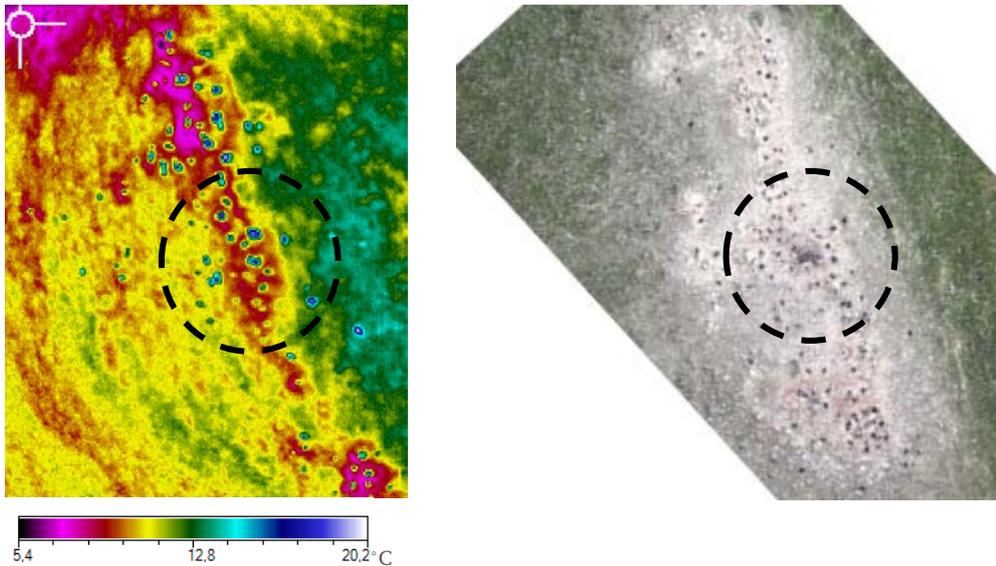


Abbildung 41 zeigt anhand eines Temperaturprofils die niedrigeren Temperaturen innerhalb Neststrukturen; aufgenommen in einer geringen Aufnahmehöhe von 20 m. In der systematischen Auswertung großer Nestgruppen war mit dieser Methodik bei der praktikablen Aufnahmehöhen von 50 m jedoch keine eindeutige Trennung zwischen auf dem Nest befindlichen Pinguinen und nicht auf einem Nest befindlichen Pinguinen möglich. Eindeutig ließen sich im Thermalbild aber Pinguine erkennen, die nicht auf mit guanobedeckten Bereichen stehen oder liegen.

Die Testflüge in gestuften Höhen von 20 m bis 70 m über Grund (in Schritten von 10 m, thermaler und RGB-Sensor parallel) ergaben einen Zusammenhang zwischen geringer Flughöhe und der besseren Erkennbarkeit von Strukturen wie Nestern im Thermalbild. Jedoch konnte nur in Einzelfällen bei Flughöhen von 20 m bis 40 m über Grund eine erkennbare Neststruktur im Thermalbild abgeleitet werden (Abbildung 41 und Abbildung 42). Die in der Regel ringförmigen Guanoablagerungen um die Nester zeichnen sich im Thermalbild durch besonders niedrige Temperaturen aus. Die hohe Albedo des Guanos lässt eine geringere Erwärmung des mit guanobedeckten Bodens/Gesteins zu als die guanofreien Bereiche und bildet so einen starken Temperaturkontrast zu den Pinguinen.

Abbildung 41: Zeitlich parallele thermale und RGB-Aufnahme aus ca. 20 m über Grund; Temperaturprofil entlang roter Linie zeigt Temperaturminima der ringförmigen Guanoablagerungen direkt neben dem Temperaturmaxima der Pinguine (markiert durch schwarze Kreise)

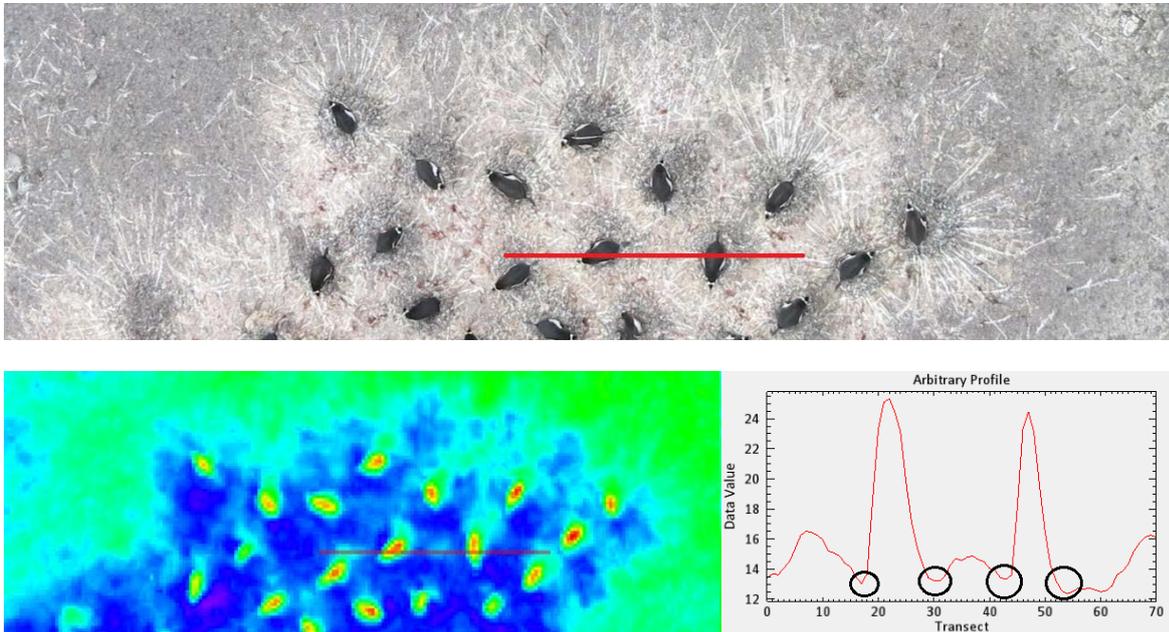
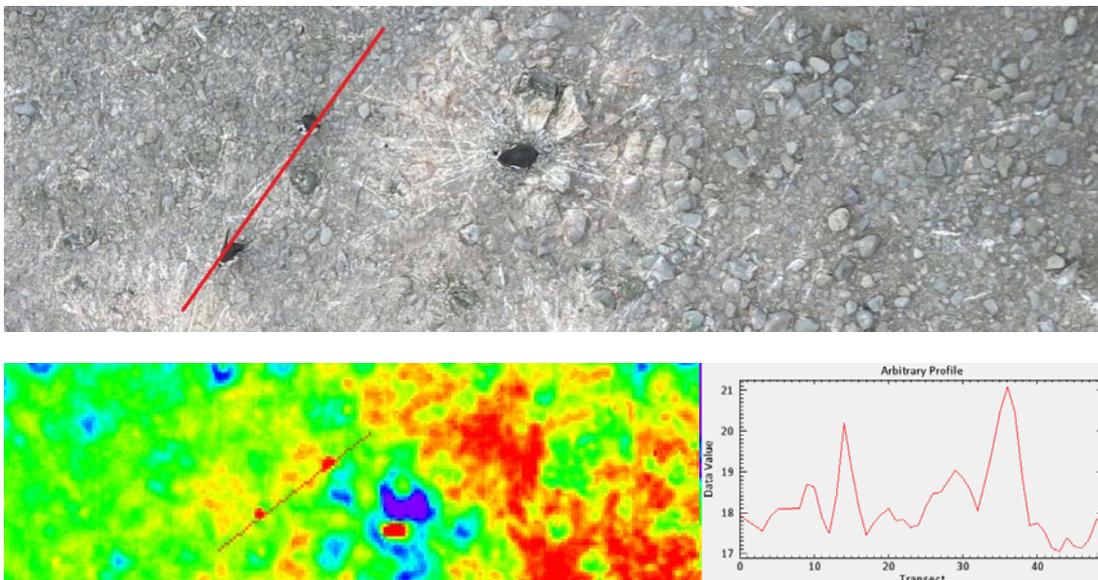


Abbildung 42: Zeitlich parallele thermale und visuelle Aufnahme aus ca. 20 m über Grund; Temperaturprofil entlang roter Linie zeigt kein einheitliches Temperaturmuster der zwei nicht auf einem Nest stehenden Pinguine



Im Gegensatz zur Abbildung 41 zeigt das Temperaturprofil in Abbildung 42 für die nicht auf einem Nest befindlichen Pinguine kein ausgeprägtes Temperaturminimum um die Pinguine.

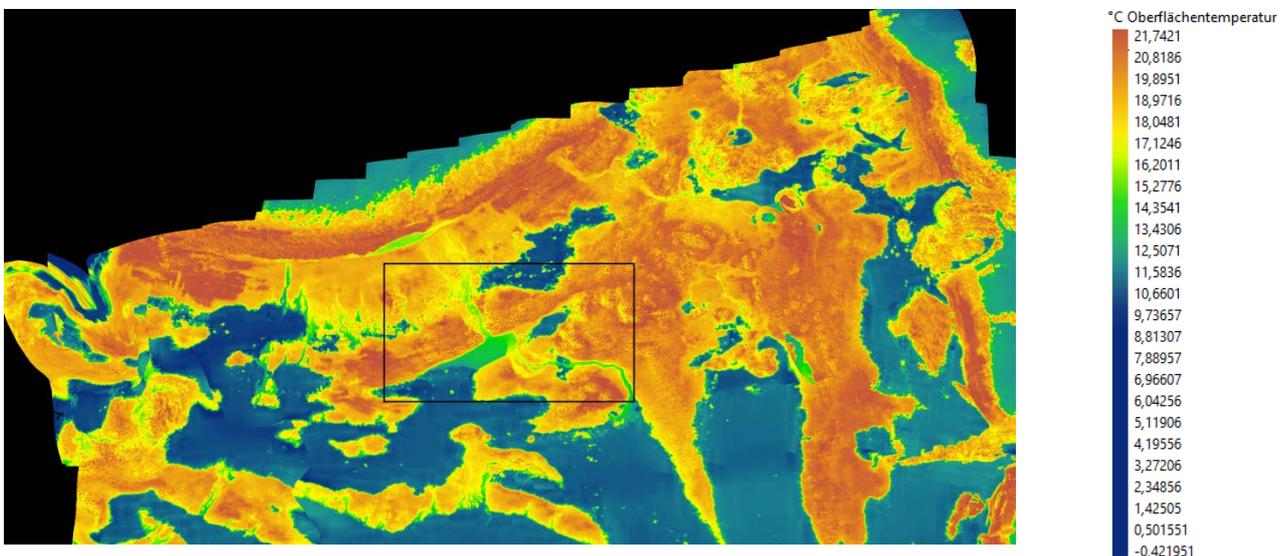
Potenzial bilden die starken Temperaturkontraste der Pinguine zu den Guanoflächen für automatisierte objektbasierte Klassifizierungsverfahren mit dem Ziel, das manuelle Auszählen der Mosaik zu ersetzen. Im RGB-Bild fallen die Kontraste der Farbwerte der Pinguine zur Umgebung geringer aus, was die Anwendung vergleichbarer Klassifizierungsverfahren für das

RGB erschwert. Perspektivisch könnte durch den Einsatz einer höher aufgelösten Thermalkamera die Detektierbarkeit von Strukturen wie Nestern und stehenden Pinguinen in praktikablen Flughöhen (50 m über Grund) verbessert werden.

Die mehrfach durchgeführte vollständige Befliegung der gesamten Pinguinkolonie auf Ardley Island wurde jeweils flächendeckend parallel mit Thermal- und visuellen Sensor in einer Aufnahmehöhe von 50 m durchgeführt. Dabei wurde festgestellt, dass 50 m über Grund die maximale Flughöhe zur Detektierbarkeit einzelner Pinguine im Thermalbild darstellt. Geringere Flughöhen hätten wiederum keine flächendeckende Befliegung der gesamten Pinguinkolonie auf Ardley an einem Tag ermöglicht und Bewegungsunschärfen in den Aufnahmen zur Folge gehabt.

Einschränkungen bei der Vergleichbarkeit von Thermalbildern und weiteren mit dem UAV gewonnenen Aufnahmen (Canon G15: 4000 x 3000 Pixel; Sony A6000: 6000 x 4000 Pixel) bestehen aufgrund der im Vergleich erheblich geringen geometrischen Auflösung (< 10 %) des Thermalsensors von nur 382 x 288 Pixeln (entspricht ca. 0,2 Megapixel). In der für Kartierungsflüge optimalen Flughöhe von 50 m über Grund beträgt die Bodenaufklärung des Thermalsensor 15,7 cm. Lokal kommt es zu Verzerrungen in den mit Thermalbildern erzeugten Mosaiken, auch wenn eine vollständige Mosaikierung des Untersuchungsgebietes möglich ist. Ursächlich dürfte zum einem die geringe geometrische Auflösung der Einzelbilder sein, welche deutlich weniger Verknüpfungspunkte zwischen Einzelaufnahmen zulässt.

Abbildung 43: Mosaik aus 307 thermalen Einzelbildern, Flughöhe 50 m, Aufnahmedatum: 30.12.2104, Nordost-Ardley Island (oben); Detailansicht schwarzer Rahmen im oberen Bild (unten links); gleichzeitige RGB-Aufnahme (unten rechts)



Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis mithilfe von Fernerkundungsdaten

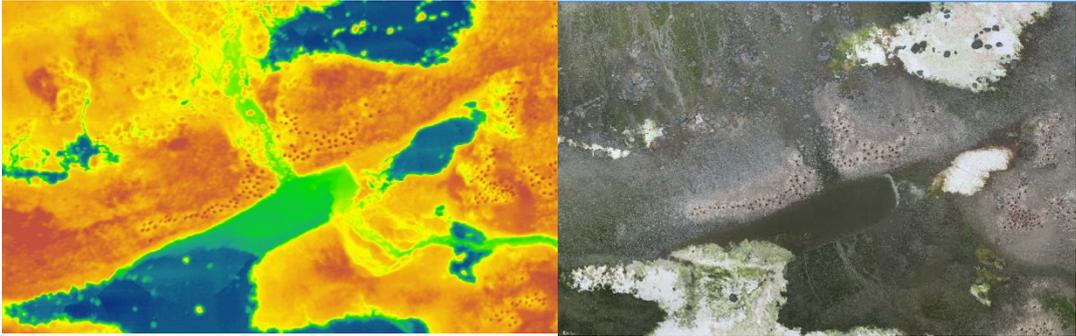
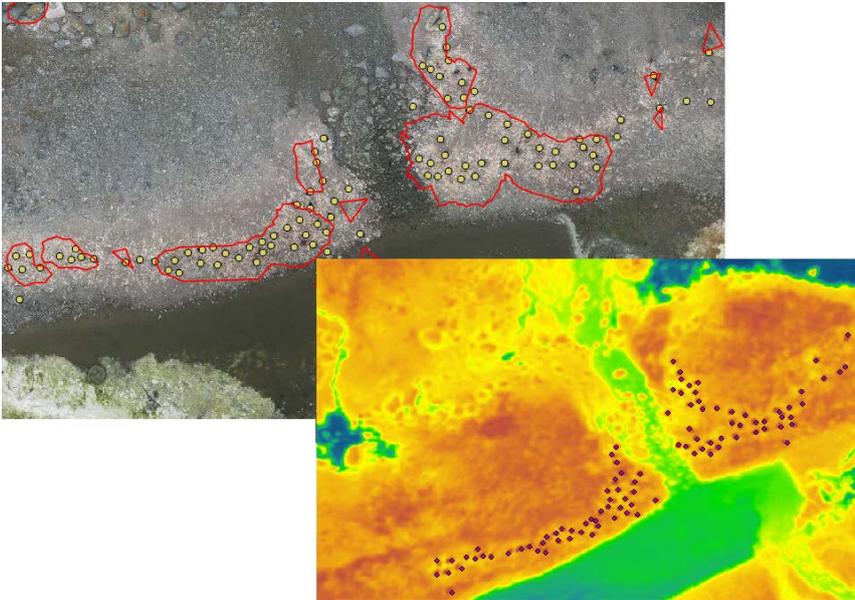


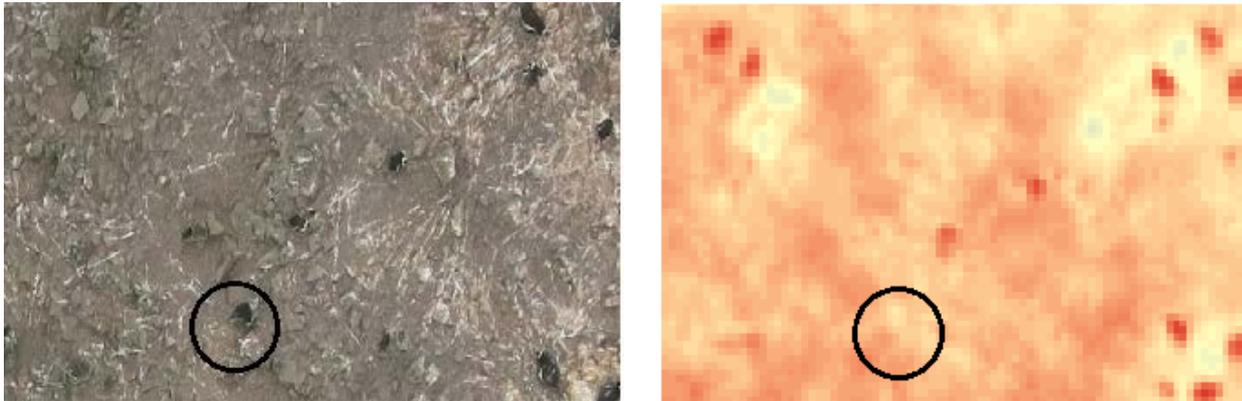
Abbildung 44: Vergleich einer Pinguinzählung anhand zweier zeitlich parallel aufgenommener visueller und thermaler Aufnahmen (beides Ausschnitte aus Mosaiken), Flughöhe 50 m, Aufnahme datum: 30.12.2014, Nordost-Ardley; rote umrandete Flächen = Bodenkartierung mittels GPS



Vergleichende Zählungen im Gesamtmosaik vom 30.12.2014 anhand von zeitlich parallel aufgenommenen Thermal- und RGB-Mosaiken ergaben stets ein höheres Zählergebnis im RGB-Mosaik (siehe Abbildung 43 und Abbildung 44). Die Unterschätzung um ca. 20 bis 50 % im Thermalbild ist auf die eingeschränkte Detektierbarkeit von aufrecht stehenden Pinguinen zurückzuführen. Die im Verhältnis zu liegenden Pinguinen kleineren für den Thermalsensor abbildenden Oberflächen der stehenden Pinguine dürften ursächlich dafür sein. Daneben ist die erschwerte Detektierbarkeit bei Nestgruppen mit heterogenem Untergrund (z.B. Felsen) im Thermalbild durch die geringe geometrische Auflösung problematisch. Versuche in geringerer Flughöhe ergaben keine Probleme bei der Detektierbarkeit von stehenden Pinguinen und bei felsigen Nestgruppen, jedoch waren diese geringen Flughöhen nicht praktikabel, um flächendeckend alle Nestgruppen an einem Untersuchungszeitpunkt zu befliegen.

Zur Steigerung der Qualität des Zählergebnisses anhand eines UAV-Mosaikes erwies sich die parallele Betrachtung beider gewonnenen Aufnahmen (thermal + RGB) als gewinnbringend. Insbesondere einzelne größere Steine, die im visuellen Bild deutliche Ähnlichkeiten mit der Signatur von auf einem Nest liegenden Pinguin aufwiesen, konnten über das Thermalbild eindeutig ausgeschlossen und Fehlzuweisungen bis zu einem gewissen Grad vermieden werden (siehe Abbildung 45).

Abbildung 45: Verifizierung RGB-Bild durch Thermalbild; schwarzer Kreis um einen Stein

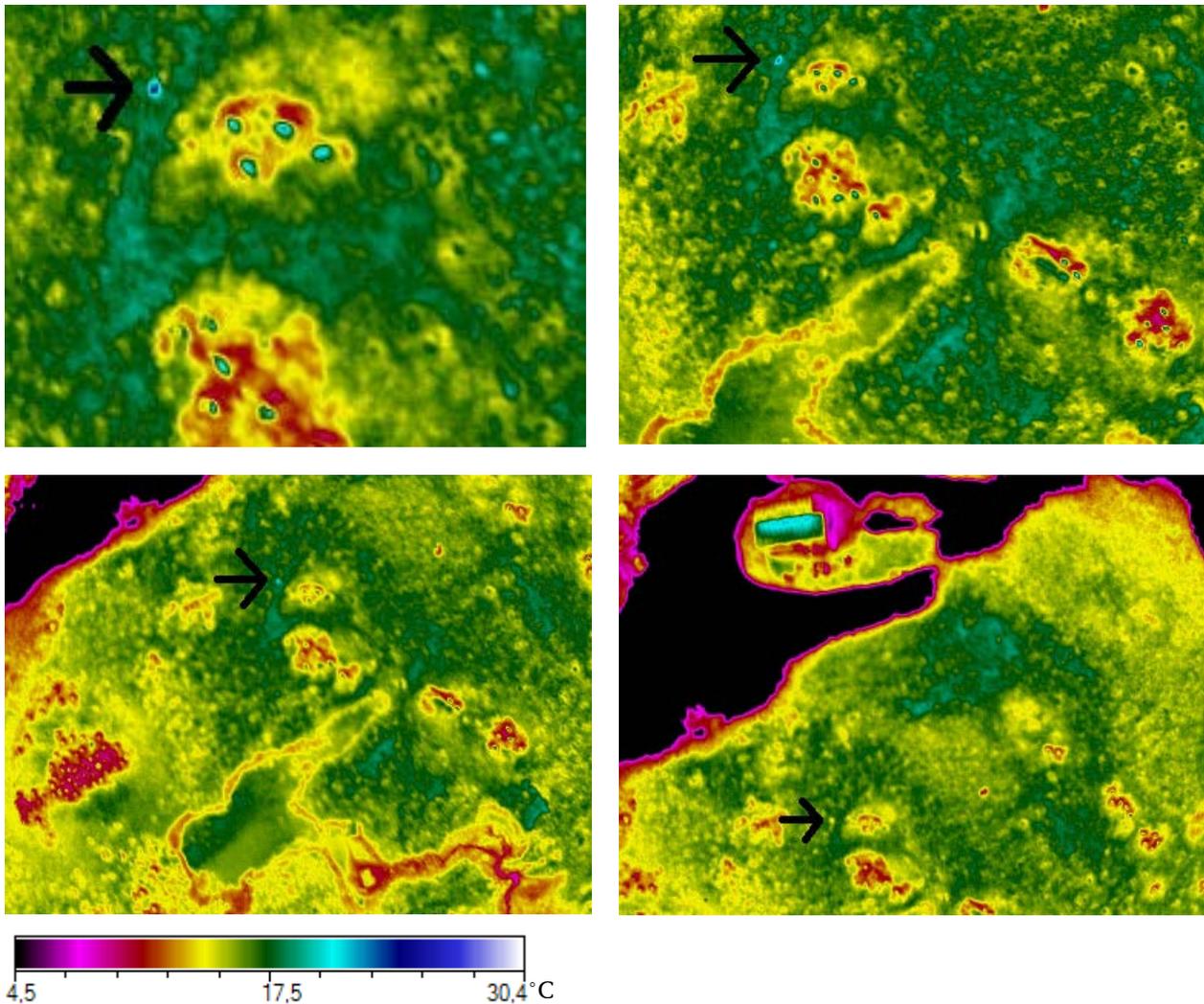


Neben der Verbesserung der Zählmethodik wurde die Thermalbefliegung zur Methodenentwicklung für die Identifikation von Pinguinen auf und unmittelbar neben Nestern genutzt.

Zur weiteren Erprobung der Befliegung von Pinguinkolonien mittels Thermalsensor wurden verschiedene Flughöhen gewählt, um für die Auswertung eine optimale Flughöhe ermitteln zu können (siehe Abbildung 46). Eine Übertragung der Fluggeometrie (Höhe, Aufnahmeabstand) der visuellen Aufnahmen ist nicht möglich, da der Thermalsensor eine deutlich geringere geometrische Auflösung sowie einen geringeren Öffnungswinkel (62°) besitzt.

In Abbildung 46 wird deutlich, dass bis zu einer Aufnahmehöhe von 50 m die einzelnen Pinguine im Thermalbild detektierbar sind. Zusätzlich ist auch erkennbar, ob sich ein Pinguin innerhalb oder außerhalb des mit Guanobedeckten Bereiches befindet. Größere Aufnahmehöhen (> 50 m) würden die Bodenabdeckung der einzelnen Aufnahmen zwar deutlich erhöhen, insbesondere bei felsigem Untergrund ist dann die eindeutige Detektierbarkeit einzelner Individuen aber nicht mehr gewährleistet.

Abbildung 46: Thermalaufnahmen in unterschiedlichen Aufnahmehöhen (25 m oben links, 50 m oben rechts, 75 m unten links, 100 m unten rechts) am Beispiel Ardley Island; der schwarze Pfeil zeigt auf einen Pinguin außerhalb des mit guanobedeckten Bereichs

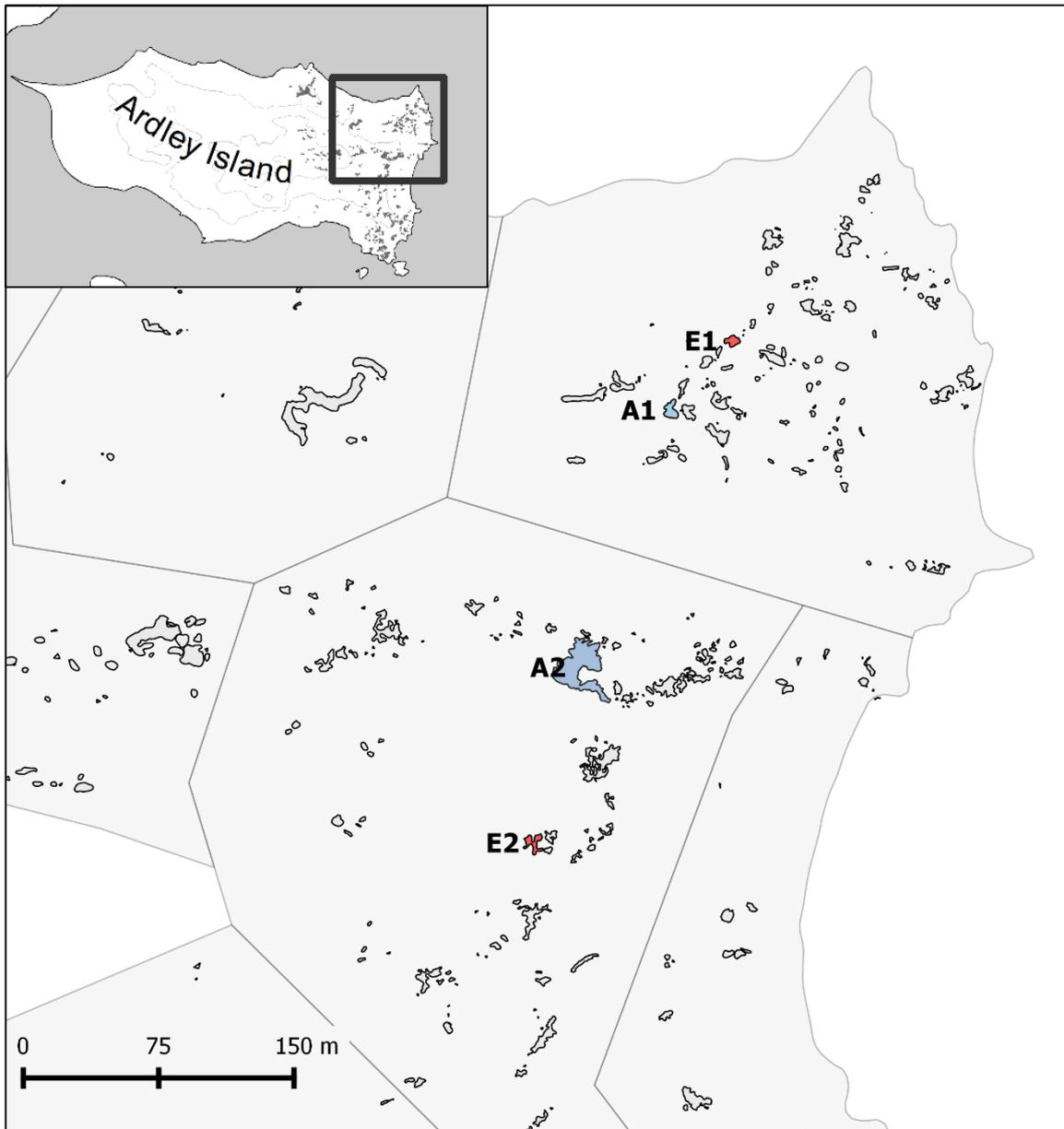


7.4.4 Störungsexperimente

7.4.4.1 Methoden

Im Laufe der Saison 2014/15 wurde an neun Versuchstagen der Einfluss unseres Oktokopters auf zwei lokal vorkommende Pinguinarten, den Adéliepinguin (*Pygoscelis adeliae*) und den Eselspinguin (*Pygoscelis papua*) untersucht. Alle Untersuchungen wurden in der Pinguinkolonie auf Ardley Island durchgeführt. Als Untersuchungsgruppen dienten zwei Brutgruppen je Art, eine davon in Küstennähe, die andere etwas entfernter auf einem Plateau gelegen (siehe Abbildung 47). Durch starken Schneefall im Dezember 2014 verschwand jedoch die zweite Gruppe der Adéliepinguine nahezu vollständig, sodass an dieser keine weiteren Untersuchungen stattfinden konnten.

Abbildung 47: Lage der vier untersuchten Brutgruppen im Untersuchungsgebiet auf Ardley Island; A1/2: Adéliepinguin, E1/2: Eselspinguin



Um das Störungspotenzial des Oktokopters zu ermitteln, wurden Veränderungen des Verhaltens der untersuchten Individuen während UAV-Überflügen per Videokamera aufgezeichnet und mit Hilfe der Software CowLog 2.0 (Hänninen & Pastell 2009) analysiert. Die Verhaltensanalysen basieren methodisch auf den Beschreibungen von Schuster (2010) und Spurr (1975) für Adéliepinguine, Van Zinderen Bakker et al. (1971) für Eselspinguine und Jouventin (1982) für beide Arten und sollen im Folgenden näher beleuchtet werden.

Die verschiedenen Verhaltensmuster können in fünf Kategorien eingeteilt werden: Komfortverhalten und Ruhe (zu beobachten, wenn keine Störung vorhanden ist) sowie Vigilanz-, agonistisches Verhalten und Fluchtverhalten, die Anzeichen für Störungen verschiedener Art und Intensität sind. Wichtig zu bemerken ist, dass störungsanzeigendes Verhalten auch in Gruppen auftreten kann die keiner externen Störung ausgesetzt sind, v. a.

ausgelöst durch natürliche Unruhe innerhalb der Brutgruppe. In dieser Studie konnte nicht zwischen natürlichen Störungen verursacht durch Prädatoren oder intrinsische Unruhe und Störungen, die direkt durch den Oktokopter verursacht wurden, unterschieden werden. Daher wurde jede Verhaltensänderung ohne Betrachtung ihrer Ursache einbezogen.

Tabelle 22: Übersicht über die für Adélie- und Eselspinguine in Jouventin (1982), Schuster (2010) und Van Zinderen Bakker et al. (1971) beschriebenen Verhaltensweisen. Um die Zuordnung zu gewährleisten, wurden die originalen englischen Begriffe übernommen

	<u>Adéliepinguine</u>	<u>Eselspinguine</u>		<u>Adéliepinguine</u>	<u>Eselspinguine</u>
KOMFORTVERHALTEN	Komfortverhalten Ruffle shake Head shake	Shaking movements Body shake shake Headshake Tailwag Stretching movements Both-wing-stretch Jaw stretch Body stretch	RUHE	Ruhen	Schlafen
	Both-wing-stretch Yawn		VIGILANZ	Vigilanz	"Signs of nervousness" (bei Individuen, die vom Nest geflohen sind)
	Rapid wing flap		AGONISTISCHES VERHALTEN	Agonistisches Verhalten Bill-to-axilla Sideways stare, alternate stare Point Gape Charge Tête-à-tête/bill-jousting Peck Full fighting	Drohgebärden low intensity threats high intensity threats Aggressives Verhalten Tête-à-tête Pecking Attack and fighting
Putzen Head scratch Shoulder/ Wing rub					
Preening Oil-preening Nibble-preening	Oiling- Preening Nibbling-preening Body-nibbling Flipper-nibbling				
Wartung/Pflege Nestwartung Ei-Pflege	Brutverhalten Nestbau Eiablage Inkubation Fütterung (Küken) Bewachung (Küken) Crèche-Phase (Küken) Nestübergabe				
Küken-Pflege					
Displays Ecstatic display Bowling Mutual display	Displays der Paarformation Ecstatic display (low/high intensity) Bowling = Ecstatic display				

Tabelle 22 zeigt eine Übersicht über die verschiedenen Verhaltensweisen der beiden Arten während der Brutzeit in einer vergleichenden Gegenüberstellung. Im Allgemeinen ähneln sich die Verhaltensmuster der beiden Arten, doch bei Adéliepinguinen sind sie generell ausgeprägter und spezialisierter. Jouventin (1982) schreibt dazu "The Adélie penguin [...] has the richest repertoire of optical signals of all penguin species" (S. 19) und "In the Gentoo penguin [...] the »ecstatic« [...], »bowling« [...] and »mutual display« [...] are less elaborate and lack [...] specialized variants" (S.21).

Ein Großteil der beschriebenen Verhaltensweisen ist der Gruppe des Komfortverhaltens zuzuordnen, beginnend bei den Komfortverhaltensweisen im engeren Sinne: sogenannte *stretching* und *shaking movements*. Beide Arten zeigen ein *shaking movement* des ganzen Körpers, genannt *body shake* von Van Zinderen Bakker et al. (1971) bzw. *ruffle shake* von Schuster (2010). Beide Autoren beschreiben auch ein identisches Schütteln des Kopfes (*headshake*). Für Eselspinguine beschreibt Van Zinderen Bakker et al. (1971) zusätzlich ein Schütteln des Schwanzes (*tailwag*), das nirgendwo für Adéliepinguine erwähnt wird. Die ausgeprägteste Streckbewegung (*stretching movement*) bei beiden Arten ist der *both wing stretch (BWS)*, eine Verhaltensweise, bei der sich der Pinguin so weit wie möglich streckt, wobei sich die Flügelspitzen nahezu hinter dem Rücken berühren. Diesem Verhalten folgt oft ein *shaking movement*. Für beide Arten wird außerdem eine Streckbewegung des Kopfes beschrieben, als *jaw stretch* oder *yawn* bezeichnet. Van Zinderen Bakker et al. (1971) erwähnen zusätzlich ein Verhalten, das sie als *body stretch* bezeichnen und das eine Kombination aus *BWS* und *jaw stretch* beschreibt. Bei Adéliepinguinen häufig zu beobachten ist außerdem ein

Verhalten, das *rapid wing flap* genannt wird, bei dem die Flügel in schneller Frequenz von vorn nach hinten bewegt werden. Dieses Verhalten wurde nicht für Eselspinguine beschrieben.

Als Komfortverhalten wurden hier auch Putzbewegungen gewertet, die bei beiden Arten gleich sind, wenn sie auch von den verschiedenen Autoren unterschiedlich benannt wurden, sowie Brut- und Pflege- bzw. Wartungsverhalten, wozu alle Verhaltensweisen gezählt werden, die mit der Aufzucht der Nachkommen, vom Aufbau des Nests über Inkubation bis zur Kükenpflege zusammenhängen.

Die letzte Gruppe von Verhaltensweisen, die zum Komfortverhalten gezählt werden, sind hier die sogenannten *displays*, welche die Interaktionen zwischen dem Brutpaar bzw. im späteren Verlauf der Saison zwischen Eltern und Küken umfassen. Beide Arten zeigen ein spezialisiertes *ecstatic display*, das von einzeln am Nest stehenden Adulten, aber auch als Aktivität zum Aufbau der Paarbindung zwischen den Eltern (*mutual display*) beobachtet werden kann. Eine weitere Verhaltensweise der Paarbindung ist das *bowing*, welches im Allgemeinen bei Nestübergaben gezeigt wird und bei Eselspinguinen ausgeprägter ist.

Einige dieser Komfortverhaltensweisen können auch als Übersprungshandlungen auftreten – für die Situation irrelevante oder sinnfreie Bewegungen, die in Konfliktsituationen auftreten (Jouventin 1982). Besonders das Kopfschütteln wird in Stresssituationen ohne physiologische Notwendigkeit häufig wiederholt. Da es unmöglich ist, Übersprungshandlungen eindeutig durch Beobachtungen auszumachen, musste dieser Fakt in dieser Studie ignoriert werden.

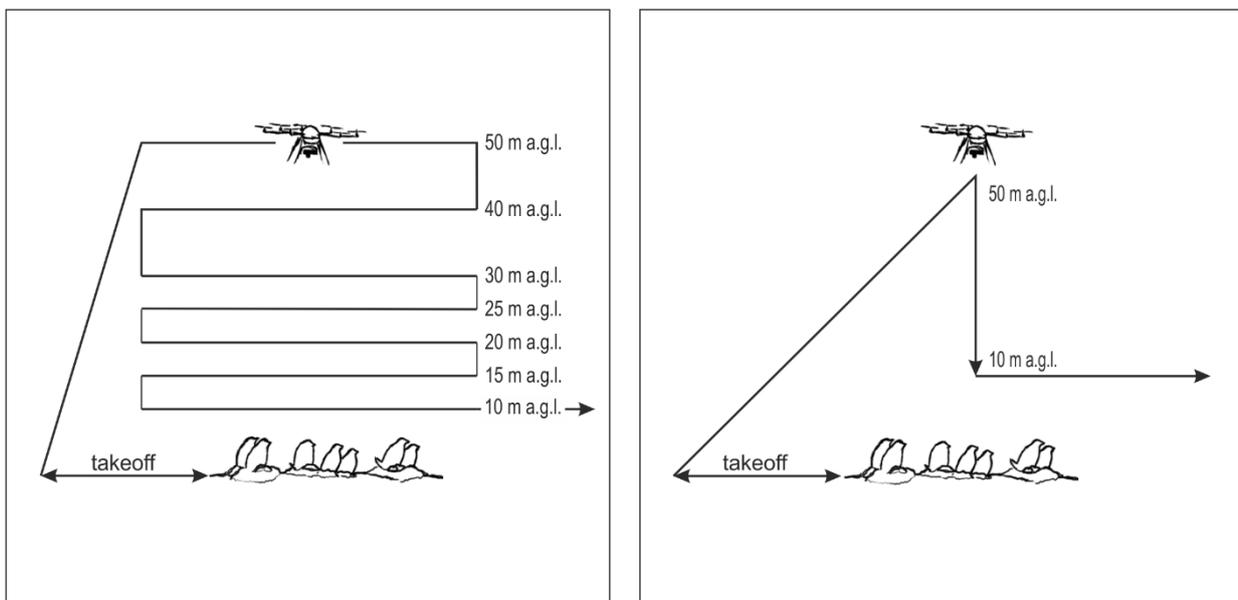
Für beide Arten gibt es nur eine Art von Ruheverhalten, *resting* oder *sleeping* genannt. Definiert wird es als „a lack of motion [and] a lack of observable attention to external stimuli“ (Schuster 2010). Bei Adéliepinguinen ist die Aufmerksamkeit für die Umgebung leicht von Ruheverhalten zu unterscheiden, da bei geöffneten Augen ein weißer Ring deutlich sichtbar wird, der bei geschlossenen oder nur leicht geöffneten Augen wenig auffällig ist. Diese klare Unterscheidung ist bei Eselspinguinen nicht möglich. Hier ist der Übergang von Schlafen zu Ruhen mit geöffneten Augen, ohne dabei der Umgebung besondere Aufmerksamkeit zu widmen, bis hin zu Vigilanz fließend und verschwommener. Durch diese klare Sichtbarkeit des Ruheverhaltens ist auch Vigilanzverhalten bei Adéliepinguinen klar definiert, das jedes aufmerksame Verhalten umfasst, bevor agonistisches oder verteidigendes Verhalten oder gar Flucht auftritt. Für Eselspinguine ist die Definition des Vigilanzverhaltens komplizierter, da nicht in jedem Fall klar zu unterscheiden ist, ob ein Individuum mit offenen Augen ruht oder die Umgebung beobachtet. Erst nervösere Verhaltensweisen sind eindeutig auszumachen. Da jedoch auch schon die ersten Reaktionen aufgenommen werden sollten, wurde bei den Eselspinguinen das Vigilanzverhalten in geringe und starke Vigilanz unterteilt. Als geringe Vigilanz wurde Verhalten definiert, wenn leichte Bewegungen des Kopfes, jedoch ohne Zeichen von Nervosität, wie schnelle und plötzliche Kopfbewegungen, große Kopfauslenkungen oder die Streckung des Nackens zu sehen waren. Letztgenannte Zeichen von Nervosität wurden als starke Vigilanz gewertet. In der Literatur finden sich keine Beschreibungen von Vigilanz von Eselspinguinen, mit Ausnahme einer Beschreibung von „signs of nervousness“ von Van Zinderen Bakker et al. (1971): “When birds fled from their nests as I approached to inspect them, they would display what could only be interpreted as signs of nervousness. Looking back at the nest from a distance of twenty to thirty metres the birds held their flippers slightly extended and vibrated them and the body was also sometimes seen to tremble. The waving of an arm would be enough to make a bird in this state turn and run still further away” (S. 256). Diese Beschreibung bezieht sich jedoch auf eine Situation, in der das Individuum bereits vom Nest geflüchtet ist, die also nicht mit unserer Beobachtungssituation

vergleichbar ist. Wir mussten daher ein mögliches Vigilanzverhalten selbständig, basierend auf unseren Felderfahrungen, definieren.

Die nächste Stufe gestörten Verhaltens sind die verschiedenen agonistischen Verhaltensweisen, also Displays, Drohgebärden und Attacken gegen andere Pinguine bzw. Störungsquellen. Adéliepinguine zeigen ein klares Muster agonistischer Verhaltensweisen, in dem die einzelnen Stufen mit zunehmender Aggressivität eine klare Reihenfolge zeigen. Diese Reihung beginnt mit dem *bill-to-axilla* movement, gefolgt von *sideways stare*, *alternate stare*, *point*, *gape* und *charge*. Bei Eselspinguinen sind die Verhaltensweisen weniger spezifisch, ein *bill-to-axilla* movement wird nicht beschrieben. Van Zinderen Bakker et al. (1971) unterscheiden lediglich zwischen *low intensity threats* und *high intensity threats*. Werden diese Drohgebärden ignoriert und der Eindringling nähert sich weiter, folgen aggressive Verhaltensweisen, *tête-à-tête* (von manchen Autoren nach der schwertkampfähnlichen Bewegung der Schnäbel auch *bill-jousting* genannt), *pecking* und schlussendlich *attack* bzw. *full fighting*. Diese aggressiven Verhaltensweisen sind identisch bei beiden Arten, auch wenn sie von den Autoren teilweise etwas unterschiedlich benannt werden. Im Allgemeinen sind sie gegen einen anderen Pinguin gerichtet, beispielsweise den Nestnachbarn. Da das Auftauchen des Oktokopters (oder eines natürlichen Prädatoren) die Unruhe in der Brutgruppe und damit das Konfliktpotenzial zwischen den Individuen erhöhen kann, wurden solche Verhaltensweisen als Anzeichen für Störung gewertet, auch wenn die Aggression nicht direkt gegen den Oktokopter gerichtet war.

Die letzte Gruppe von Verhaltensweisen wurde als Flucht definiert, wenn der Pinguin das Nest verlässt und vor dem Oktokopter flieht und damit riskiert, die Eier bzw. Küken der Kälte oder Prädatoren auszusetzen. Weitere in der Literatur beschriebene Verhaltensweisen wie Lokomotion, Kopulation und Jagd waren irrelevant für die Studiensituation und werden daher hier nicht betrachtet.

Abbildung 48: Bei den Untersuchungen angewendete Flugschemen - links: horizontaler Modus, rechts: vertikaler Modus



Die Untersuchungsgruppen wurden in zwei unterschiedlichen Flugschemen überflogen: horizontal und vertikal, siehe Abbildung 48. Im Horizontalmodus flog der Oktokopter in Transekten von etwa 80 m Länge und in Höhen von 50, 40, 30, 25, 20, 15 und 10 m über Grund über die Brutgruppe, jeweils beginnend mit der höchsten Flughöhe. Der vertikale

Flugmodus begann ebenfalls in einer Höhe von 50 m, hier jedoch direkt über der Brutgruppe und senkte sich dann auf die Tiere hinab. Die Startpunkte lagen zwischen 30 und 50 m von der Mitte der Brutgruppe entfernt. Horizontalflüge hatten eine Dauer von 2 bis 5 Minuten, während Vertikalflüge 1 bis 2 Minuten andauerten. Durch die Fähigkeit des Oktokopters, auf GPS-programmierten Routen zu fliegen, konnte die gleiche Flugroute in den einzelnen Durchgängen wiederholt werden. Die Fluggeschwindigkeit konnte ebenfalls programmiert werden, variierte jedoch durch den Einfluss verschiedener Windverhältnisse. Zusätzlich zu den beschriebenen Flugschemen wurden Gewöhnungsexperimente mit wiederholten Horizontalflügen auf 10 m Flughöhe durchgeführt.

Da Störreize nicht nur optischer sondern auch akustischer Natur sein können, spielt neben der Größe des Oktokopter auch die Geräusentwicklung eine Rolle. Laut Herstellerangaben (pers. Mitteilung HiSystems) emittiert der Oktokopter bei einem Abstand von 5 m einen Lautstärkepegel von 70 dB. Nach Brown (2008) verringert sich bei der Schallausbreitung der Schalldruck um 6 dB bei einer Verdopplung der Entfernung. Somit ist beispielsweise bei 40 m Flughöhe mit einer Lautstärke von 52 dB zu rechnen. In der Praxis ist die Lautstärke des Oktokopters bei einer bestimmten Entfernung jedoch nicht konstant, sondern hängt stark von Umgebungs- und Flugparametern ab. Die tatsächlich ausgesendete Lautstärke wurde während der Flüge jedoch nicht gemessen. Zumindest als eine Stellvertretergröße kann die Windgeschwindigkeit fungieren, da sie den Geräuschpegel des Oktokopters stark beeinflusst. Sie wurde während der Oktokopterflüge als Kurzzeitmittelwert mit einem Handanemometer (Silva® ADC Wind) gemessen. Die statistischen Analysen wurden wie in Rümmler et al. (2015) beschrieben für Adélie- und Eselspinguine durchgeführt.

7.4.4.2 Ergebnisse

Adéliepinguine

Die Analyse der Untersuchungen zu Adéliepinguinen ergab einen signifikanten Einfluss der Flughöhe, jedoch keinen Einfluss der vorherrschenden Windgeschwindigkeit auf das Verhalten der Pinguine. Sowohl für vertikale als auch für horizontale Flüge können die Ergebnisse in 3 Untergruppen unterteilt werden: eine Gruppe geringer Störung, bevor der Oktokopter gestartet ist, ein mittleres Level bei Flughöhen von über 15 m bei horizontaler und 20 m bei vertikaler Befliegung sowie ein hohes Störungslevel unterhalb dieser Flughöhen. Oberhalb von 20 m konnte kein Unterschied zwischen den beiden Flugrichtungen gefunden werden, unterhalb erwies sich der Einfluss der Vertikalflüge als größer. Gewöhnungsexperimente ergaben keine Veränderung des Störungslevels während wiederholter Flüge in kurzen Zeitintervallen (für detaillierte Ergebnisse siehe Rümmler et al. 2015).

Eselspinguine

Dasselbe statistische Analyseverfahren wie für Adéliepinguine wurde auch für Eselspinguine angewendet, jedoch wurde durch das Vorhandensein einer zweiten auswertbaren Untersuchungsgruppe die Gruppennummer als weiterer Zufallsfaktor dem Modell hinzugefügt. Wie auch bei den Adéliepinguinen konnte hier mithilfe eines binomialen Generalized Linear Mixed Models (GLMM) kein Einfluss der Windgeschwindigkeit oder der Windgeschwindigkeit-Flughöhe-Interaktion in horizontalen ($p = 0,798$ bzw. $p = 0,215$) oder vertikalen ($p = 0,415$ bzw. $p = 0,449$) Flügen nachgewiesen werden. Allein die Flughöhe beeinflusste das Störungslevel ($p < 0,001$ für vertikale und horizontale Flüge) signifikant. Da die anderen Faktoren also unbedeutend waren, wurden die Unterschiede zwischen den einzelnen Flughöhen mithilfe einer einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) getestet. Sowohl für horizontale als auch für

vertikale Flüge wurde keine Varianzenhomogenität festgestellt (Levene Test: horizontal: $L = 6,019$; $p < 0,001$; $N = 273$; vertikal: $L = 40,611$; $p < 0,001$; $N = 194$). Das Nichterfüllen der Voraussetzungen der Unabhängigkeit der Stichproben und Varianzenhomogenität wurde für die einfaktorische ANOVA akzeptiert und später ein post-hoc-Test mit entsprechender Eignung für inhomogene Varianzen gewählt. Die ANOVA ergab signifikante Unterschiede der Störung in Abhängigkeit von der Flughöhe sowohl bei horizontalen ($F = 10,312$; $p < 0,001$; $N = 273$) als auch vertikalen ($F = 33,019$; $p < 0,001$; $N = 194$) Flügen.

Für Horizontalflüge wurden mittels Tamhane-T2 post-hoc-Test folgende Zusammenhänge gefunden (vergleiche Tabelle 23): Kontrollphasen ohne Störung durch des Oktokopters haben den gleichen Einfluss wie hohe Flughöhen von 50 m und 40 m, aber auch 25 m und sind signifikant unterschiedlich zu den anderen Flughöhen. Die niedrigste Flughöhe (10 m) ist signifikant unterschiedlich zur Kontrolle, dem Transfer (Zeit zwischen Abheben des Oktokopters und Erreichen des ersten Wegpunktes bei 50 m) und den hohen Flughöhen (40 und 50 m), aber nicht zu den anderen Flughöhen. Die verbleibenden mittleren Flughöhen zeigten keinen signifikanten Unterschied zu den anderen Flughöhen oder dem Transfer, nur zur Kontrolle.

Tabelle 23: Ergebnisse des paarweisen Vergleichs (Tamhane-T2 post-hoc Test) der Störung während unterschiedlicher horizontaler Flughöhen für Eselspinguine. Gezeigt sind die p-Werte im oberen, rechten Dreieck der Matrix und die mittleren Differenzen (Spaltenkopf minus Zeilenkopf) der logit-transformierten Störungswerte im unteren linken Dreieck. Signifikante Unterschiede sind fett dargestellt

	Control	Transfer	50 m	40 m	30 m	25 m	20 m	15 m	10 m
Control		0,019	1	0,833	0,002	0,235	0,045	0,010	0,001
Transfer	-0,457		1	1	0,364	0,898	0,394	0,226	0,007
50 m	-0,281	0,176		1	0,325	0,751	0,262	0,147	0,004
40 m	-0,403	0,053	-0,123		0,518	0,882	0,384	0,241	0,006
30 m	-1,075	-0,618	-0,794	-0,672		1	1	1	0,136
25 m	-1,414	-0,957	-1,133	-1,010	-0,339		1	1	0,811
20 m	-1,725	-1,268	-1,444	-1,321	-0,650	-0,311		1	0,982
15 m	-1,552	-1,096	-1,272	-1,149	-0,477	-0,138	0,172		0,811
10 m	-2,924	-2,468	-2,644	-2,521	-1,849	-1,511	-1,200	-1,372	

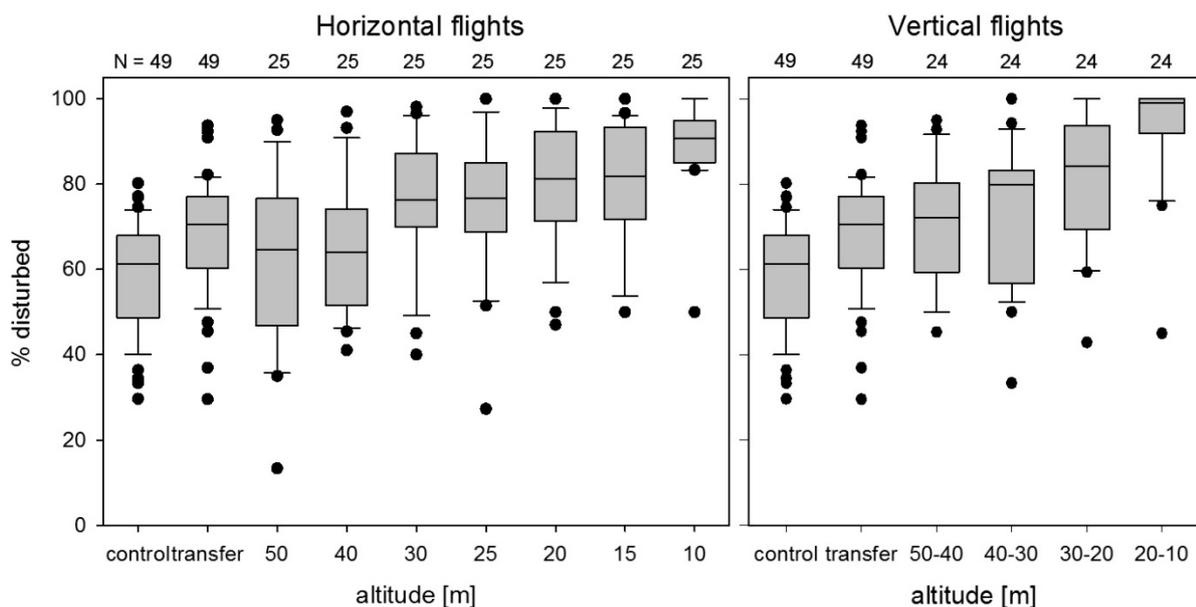
Im vertikalen Flugmodus sind die Ergebnisse eindeutiger (Tabelle 24): Die Kontrollphase war hier signifikant unterschiedlich zu allen anderen Phasen, außer 40 – 30 m (hier sehr hohe Wertestreuung) und zeigte ein geringes Störungslevel. Deutlicher unterschied sich die 10 – 20 m Flughöhenklasse von allen anderen signifikant mit einem hohen Störungslevel. Die übrigen Flughöhen und der Transfer waren untereinander nicht unterschiedlich.

Tabelle 24: Ergebnisse des paarweisen Vergleichs (Tamhane-T2 post-hoc Test) der Störung während unterschiedlicher vertikaler Flughöhen für Eselspinguine. Gezeigt sind die p-Werte im oberen rechten Dreieck der Matrix und die mittleren Differenzen (Spaltenkopf minus Zeilenkopf) der logit-transformierten Störungswerte im unteren linken Dreieck. Signifikante Unterschiede sind fett dargestellt

	Control	Transfer	50 - 40 m	40 - 30 m	30 - 20 m	20 - 10 m
Control		0,008	0,019	0,153	0,014	<0,001
Transfer	-0,457		0,995	0,879	0,094	<0,001
50 - 40 m	-0,665	-0,208		0,998	0,228	<0,001
40 - 30 m	-1,072	-0,615	-0,407		0,840	<0,001
30 - 20 m	-2,178	-1,722	-1,513	-1,106		0,021
20 - 10 m	-5,415	-4,959	-4,750	-4,344	-3,237	

Vergleicht man horizontale und vertikale Flüge untereinander, erhält man ähnliche Ergebnisse wie schon für die Adéliepinguine: es zeigt sich kein signifikanter Unterschied im Vergleich aller Flughöhen (Mann-Whitney-U = 9,590; $p = 0,054$; $N = 271$) bis auf den Bereich unterhalb von 20 m, wo der vertikale Flugmodus einen größeren Einfluss hat (Mann-Whitney-U = 897,5; $p = 0,001$; $N = 74$).

Abbildung 49: Ergebnisse der Störungsflüge bei Eselspinguinen (horizontale Flüge links, vertikale Flüge rechts). Gezeigt wird der prozentuale Anteil der untersuchten Tiere mit Störung anzeigendem Verhalten bei einer bestimmten Flughöhe des Oktokopters, sowie während der Kontrollphase (control) und in der Phase zwischen Start und Erreichen des ersten Wegpunktes (transfer)



Die Analysen der Gewöhnungsexperimente bei Eselspinguinen zeigten kein Auftreten von Gewöhnung in einer Flughöhe von 10 m. Während drei Durchgängen mit je acht kurz aufeinander folgenden Wiederholungen konnte keine Korrelation zwischen Wiederholung und Störungslevel gefunden werden (Spearman-Rho = 0,34; $p = 0,14$; $N = 24$).

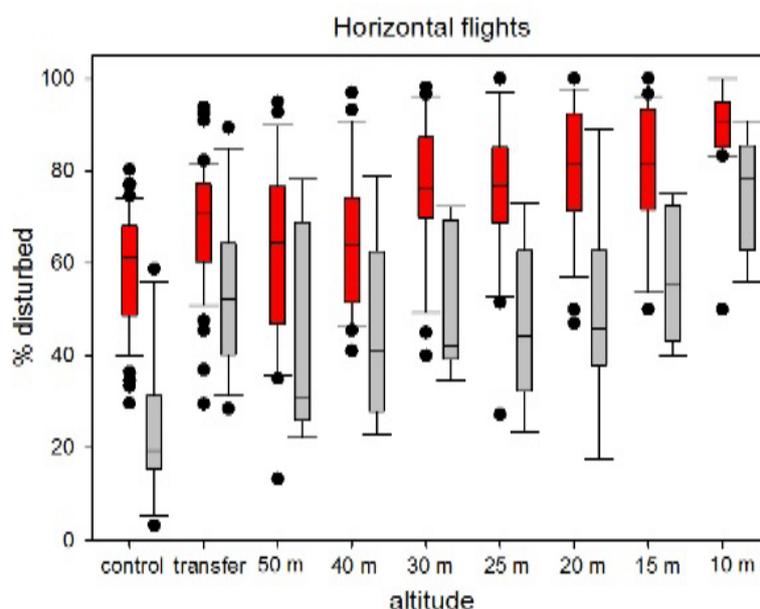
Vergleich beider Pygoscelis-Arten

Wir konnten ein sehr ähnliches Muster des Einflusses des Oktokopters auf beide untersuchten Arten feststellen. Bei Vertikalflügen lassen sich bei beiden Arten drei Stufen (geringe, mittlere und hohe Störung) einteilen, denen dieselben Flughöhen zu Grunde liegen.

Für Horizontalflüge wurden jedoch Unterschiede zwischen beiden Arten festgestellt, auch wenn das grundlegende Muster vergleichbar ist. Bei den Adéliepinguinen war eine Gruppierung des Störungslevels in die drei oben genannten Kategorien eindeutig. Für Eselspinguine waren die Ergebnisse undeutlicher, eine Einteilung in solch klare Kategorien war nicht möglich. Trotzdem war das Störungslevel hier am geringsten in der Kontrolle ohne Oktokopter und am höchsten bei niedrigen Flughöhen (siehe Abbildung 50).

Einer der Hauptunterschiede zwischen beiden Arten liegt im absoluten Störungslevel. Bereits das Ruhelevel, bevor der Oktokopter gestartet wurde, war signifikant höher (Mann-Whitney-U = 552; $p < 0,001$; $N = 61$) bei Eselspinguinen (Mittelwert: 58,6 %; $N = 49$) im Vergleich zu den Adéliepinguinen (Mittelwert: 24,5 %; $N = 12$). Dieser Unterschied blieb während der Transferphase (Eselspinguine Mittelwert: 67,9 %; $N = 49$; Adéliepinguine Mittelwert: 54,4 %; $N = 18$; Mann-Whitney-U = 644; $p = 0,004$) und allen folgenden Flughöhen zusammen (Eselspinguine Mittelwert: 77,1 %; $N = 271$; Adéliepinguine Mittelwert: 55,7 %; $N = 99$; Mann-Whitney-U = 20894; $p < 0,001$; Abbildung 50) bestehen.

Abbildung 50: Vergleich der Störungslevel bei Esels- (rot) und Adéliepinguinen (grau) während der horizontalen Überflüge



Betrachtet man jedoch die relative Änderung des Störungslevels, scheint der Start (Transfer-Gruppen) bei den Eselspinguinen weniger Störung zu verursachen als bei den Adéliepinguinen, da sich die Störung im Vergleich zur Kontrolle weniger stark erhöht und im Vergleich zu den

anderen Flugsituationen auf einem niedrigen Niveau liegt. Dagegen ist die Störung während des Transfers bei Adéliepinguinen eine der größten innerhalb der Kategorie mittlerer Störung.

7.4.4.3 Diskussion

Unsere Ergebnisse zeigen, dass es einen Einfluss des Oktokopters auf die untersuchten Pinguinarten gibt. Aus allen Untersuchungen lässt sich schließen, dass der Oktokopter selbst in großen Flughöhen von 50 m noch wahrnehmbar für die Tiere ist. Der Einfluss erhöht sich mit sinkender Flughöhe. Für beide Arten und Flugrichtungen, mit Ausnahme der Horizontalflüge bei Eselpinguinen, wurde ein weiterer starker Anstieg der Störung unterhalb von 20 m bzw. 15 m Flughöhe festgestellt. Diese Ergebnisse passen gut zu Beobachtungen von Müller-Schwarze and Müller-Schwarze (1977), die Attrappenversuche mit Skuas (Raubmöwen) an Adéliepinguinen durchführten und dabei feststellten, dass Reaktionen auf den Prädator ab einer Flughöhe von 14 m zu beobachten waren. Das könnte für die Theorie sprechen, dass der Oktokopter aus Perspektive der Pinguine einem natürlichen Prädator ähnelt und daher als Bedrohung wahrgenommen wird. Vergleicht man beide Pinguinarten, so scheint der Start des Oktokopters einen größeren Einfluss auf Adélie- als auf Eselpinguine zu haben, wohingegen die grundlegende Unruhe bei Eselpinguinen größer ist. Die Reaktion auf den Start war bei Eselpinguinen geringer, obwohl die Startdistanzen mit 25 – 35 m hier geringer waren als bei Adéliepinguinen (hier etwa 50 m). Während der Überflüge in geringen Flughöhen war das Störungslevel bei Eselpinguinen höher. Bezieht man jedoch die Unterschiede zur der Kontrolle ein, scheint die relative Störung vergleichbar zu sein. Da hier nur drei Brutgruppen in die Analyse eingingen, ist dieser Vergleich als nicht gesichert anzusehen und weitere Experimente sollten diese Ergebnisse stützen.

Es wurde außerdem für beide Arten festgestellt, dass unterhalb von 20 m Vertikalflüge eine größere Störung auslösen als Horizontalflüge. Dies ist möglicherweise erklärbar, da ein Prädator, der sich direkt auf den Pinguin herabstürzt, eine größere Gefahr darstellt als einer, der die Brutgruppe nur überfliegt. Jedoch sollten auch einige methodische Ursachen in Betracht gezogen werden: zum einen hat ein Oktokopter im Vertikalflug immer den gleichen horizontalen Abstand zu den einzelnen Individuen und nähert sich während der gesamten Zeit allen an, während ein horizontal fliegender Oktokopter sich bereits von den ersten Tieren entfernt und diese sich bereits beruhigen können, während sie sich Tieren am anderen Ende der Gruppe gerade erst annähert. Da für die Analysen die durchschnittliche Störung innerhalb der Gruppe betrachtet wurde, reduzieren solche sich bereits beruhigenden Tiere das Störungslevel bereits während des Überfluges. Zum anderen ist Vigilanz im Vertikalflug für den Beobachter leichter zu erkennen, da der Pinguin notwendigerweise den Kopf bzw. Schnabel anheben muss, während er im Horizontalflug bei günstiger Ausrichtung im Nest keine Körperbewegung benötigt, um den Oktokopter zu beobachten. Persönliche Beobachtungen im Feld deuten außerdem drauf hin, dass die Lautstärke des Oktokopters während vertikaler Bewegungen im Vergleich zum Horizontalflug erhöht ist.

7.4.4.4 Schlussfolgerungen

Zu bemerken ist für alle Schlussfolgerungen, dass die hier aufgezeigten Ergebnisse nur für das verwendete UAV-Modell gültig sind und nur bedingt auf andere Modelle übertragen werden können.

Für die Aufstellung von Richtlinien für den Gebrauch von UAV über Pinguinkolonien können wir anhand unserer Untersuchungen folgende Aussagen treffen: um die Wahrnehmung des Oktokopters durch Pinguine auszuschließen und damit eine Störung völlig zu verhindern, ist

eine Flughöhe von 50 m nicht ausreichend. Weitere Experimente sollten folgen, um die genaue Höhe, bei der die Wahrnehmung beginnt, zu ermitteln. Um erhöhte Störungen zu vermeiden, sollten Flughöhen von 20 m nicht unterschritten werden. Um beim UAV-Start keine Störung zu verursachen, sind die von uns verwendeten Abstände von ca. 30 m (Eselspinguine) bzw. ca. 50 m (Adéliepinguine) nicht ausreichend, wobei bei Adéliepinguinen ein starker Einfluss, also die Notwendigkeit einer deutlichen Erhöhung des Abstandes, für Eselspinguine ein geringerer Einfluss (leichte Erhöhung des Abstandes sollte genügen) festgestellt wurde.

7.5 Vergleich der Methoden

7.5.1 Qualität

Wird die Qualität der Ergebnisse betrachtet, schneiden die Zählmethoden am besten ab, bei denen die Nester direkt gezählt werden. Insbesondere die GPS-gestützte Vollkartierung liefert die genauesten Ergebnisse, denn nur so können die Nester fehlerfrei identifiziert und nicht brütende Pinguine erkannt werden.

Bei der GPS-gestützten Teilkartierung und bei der Panoramafotografie hängt die Güte der Ergebnisse, neben der Fachkenntnis der Bearbeiterinnen und Bearbeiter, vor allem davon ab, ob eine auf die Dichte bezogene repräsentative Anzahl von Nestgruppen aufgenommen wird. Dies ist insbesondere bei Kolonien mit starken Dichteschwankungen zwischen den Nestgruppen notwendig (z. B. Ardley Island).

Bei UAV-Befliegungen mit RGB-Sensoren lassen sich einzelne Pinguine und in Abhängigkeit vom Untergrund auch Nester gut identifizieren. Problematisch sind hier vor allem Tiere, die sich zum Zeitpunkt der Aufnahme zwar im Bereich einer Nestgruppe (möglicherweise auch auf Guano-bedecktem Grund) befinden, aber selber kein Nest besetzen. Hier handelt es sich entweder um Nichtbrüter oder um Tiere, die gerade auf dem Weg sind, ihre Partner oder Küken mit Futter zu versorgen. Die Unterscheidbarkeit ist hier stark abhängig vom Mikrorelief, der Farbe des Untergrundes und dem Ausbaugrad der Nester. Ähnlich verhält es sich bei den UV- und NIR-Aufnahmen, die keine Vorteile im Vergleich zu den RGB-Aufnahmen brachten.

Überraschend deutlich zeichnen sich bebrütete Nester in thermalen UAV-Aufnahmen bei relativ niedriger Flughöhe ab (< 30 m): Die Kombination aus hoher Temperaturabstrahlung der Tiere und – im Vergleich zur Umgebung – herabgesetzter Temperatur des Nestes lässt hoffen, dass bei Weiterentwicklung dieser Methodik (z. B. der Verfügbarkeit von leistungsfähigeren UAV-geeigneten Thermalkameras), evtl. in Kombination mit optischen Aufnahmen eine deutliche Unterscheidung von brütenden und nichtbrütenden Tieren möglich ist.

7.5.2 Zeitbedarf

Die Aufnahme von Panoramafotos einzelner Nestgruppen ist die Methode, welche die wenigste Zeit im Gelände in Anspruch nimmt, vorausgesetzt das Gelände ist gut einsehbar. So genügt es, ohne Vorbereitung mit einer einfachen Kamera von einem erhöhten Standort die Nestgruppen zu fotografieren und später auszuzählen. Auch ist diese Methode relativ wetterunabhängig.

Bei der GPS-gestützten Teilkartierung hängt der Zeitbedarf vor allem von der Homogenität der Nestdichte ab. Dieser Parameter bestimmt, wie viele Nestgruppen kartiert werden müssen, um eine hinreichende Genauigkeit zu erzielen.

Mehr Zeit für die Datenaufnahme und die Vorbereitung wird für die Befliegungen mit einem UAV benötigt, wobei es keinen Unterschied macht, welcher Sensor verwendet wird. So muss der Einsatz geplant und die Geräte vorbereitet werden. Günstige Wetterbedingungen (insbesondere Windverhältnisse) sind ebenfalls ein limitierender Faktor. Die Befliegung selbst benötigt relativ wenig Zeit. So konnte Withem Island mit über 10.000 Brutpaaren in weniger als drei Stunden mehrmals vollständig befliegen werden. Auch die Nachbearbeitung zur Erstellung des Orthophotomosaiks kann in wenigen Stunden durchgeführt werden. Das manuelle Auszählen benötigt die meiste Zeit, doch könnte dies durch die Entwicklung semiautomatische Methoden (vgl. z.B. McNeill et al. 2011 für Flugzeugluftbilder) erheblich beschleunigt werden.

Am zeitaufwändigsten ist somit die Aufnahme der Nestgruppen mittels GPS-gestützter Vollkartierung. So sind für die Kartierungen auf Ardley Island zwei Personen 2-3 Tage lang im Einsatz. Auch hier muss die Kampagne im Vorfeld genau geplant und organisiert werden.

7.5.3 Störungspotenzial

Die geringste Störung der Pinguine wird bei der Methode der Panoramafotografie erwartet, denn hier können aus größerer Entfernung geräuschlos die Daten aufgenommen werden, sofern nicht durch die Kolonie gegangen werden muss, was bei komplexen Geländestrukturen jedoch in erheblichem Maße der Fall sein kann.

Das Störungspotenzial von UAV-Befliegungen wurde aufgrund der Neuheit der Technologie eingehend untersucht. Die Erfahrungen zeigen, dass vor allem zwischen zwei Störmomenten zu unterscheiden ist: dem Start- und Landvorgang sowie dem Überflug. Die Ergebnisse zeigen, dass bei dem hier verwendete UAV-Modell die Überflughöhe von 50 m geringe Reaktionen im Vergleich zu niedrigeren Flughöhen hervorrufen (Rümmler et al. 2015 und Kap. 7.4.4). Reaktionen oder gar Angriffe anderer anwesender Vogelarten (z. B. Skuas) auf das UAV wurden nicht beobachtet. Im Unterschied zur GPS-gestützten Kartierung bzw. Zählung müssen bei dieser Methode nur wenige Bereiche der Kolonie durch Personen begangen werden.

Die Methode der GPS-gestützte Vollkartierung besitzt das höchste Störungspotenzial unter den getesteten Methoden, da jeder Bereich der Kolonie durch die kartierenden Personen mindestens einmal begangen werden muss. Das Ausmaß der Störung ist dabei für die am Rande der Kolonie bzw. Nestgruppen nistenden Pinguine wegen des geringen Abstands zwischen dem Bearbeiter und den Nestern (0,5 bis 1 m) mitunter erheblich. Zudem ist es vom individuellen Verhalten der kartierenden Personen abhängig. So provozieren vor allem schnelle und für die Tiere schlecht berechenbare Bewegungen die Gefahr des kurzzeitigen Nestverlassens durch die Alttiere. Problematisch ist in einer solchen Situation vor allem die Nähe von Prädatoren (z.B. Skuas) und die Gefahr der Auskühlung von Gelegen und Jungvögeln (Wind, Kälte, Nässe). Ähnlich verhält es sich bei den Teilkartierungen, wobei das Störungspotenzial hier stark davon abhängt, wie viele Nestgruppen kartiert werden.

7.5.4 Witterungsanfälligkeit

Die geringste Anfälligkeit gegenüber der Witterung haben die Methoden bei welchen die Tiere oder Nester direkt gezählt werden und nicht auf bildgebend Verfahren angewiesen sind, wie die Voll- und Teilkartierung. Die Panoramafotographie ist anfällig gegenüber Nebel, der die Abbildung vor allem von weit entfernten Nestern im Bild verhindert. Ebenso ist Nebel ein Problem bei den UAV-Befliegungen. Hinzu kommt das bei starkem Wind (Wind ist größer als

die Reisefluggeschwindigkeit der UAV) und Niederschlag keine Befliegungen durchgeführt werden können.

7.5.5 Kosten

Da alle Methoden vor Ort durchgeführt werden müssen, sollten sich die Reisekosten ins Untersuchungsgebiet nicht unterscheiden. Unterschiede gibt es jedoch beim Zeit- und Arbeitskraftbedarf sowie bei den Anschaffungskosten der verwendeten Technologie.

Die geringsten Kosten fallen bei der Panoramafotografie an, da lediglich eine handelsübliche Digitalkamera, ein einfaches GPS (zum Festlegen, wo das Panorama entstand) und ein Fotograf benötigt werden. Für die Abschätzung der Brutpaarzahlen der gesamten Kolonie ist zudem noch die Beschaffung von Satellitenbildern notwendig, da vor allem bei großen Kolonien oder solchen mit komplexem Relief nur Teilbereiche durch die Panoramafotografie abgebildet werden können. Für möglichst genaue Ergebnisse werden zusätzlich hochaufgelöste Satellitenbilder benötigt, um die gesamte Kolonieausdehnung bestimmen zu können. Die Kosten für hochaufgelöste Satellitenbilder können wiederum bei mehreren tausend Euro liegen für eine Szene von 100 km².

Bei der Methode der UAV-Befliegungen liegen erhebliche Kosten bei der einmalig anzuschaffenden Technologie: UAV, Sensoren und Auswertesoftware. Die Kosten können stark variieren, je nachdem wie leistungsfähig das System ausfallen soll. Die Leistungsfähigkeit wirkt sich wiederum stark auf die Qualität der erhaltenen Daten und auf den Zeitaufwand bei der Verarbeitung und Auswertung der Daten aus. Da keine hochaufgelösten Satellitenbilder benötigt werden, können langfristig sogar weniger Kosten anfallen, als bei der Panoramafotografie.

Ähnlich verhält es sich bei den GPS-gestützten Kartierungen, wobei hier die Anschaffungskosten für die Aufnahmegerate (GPS-Logger, Feldrechner, Software) deutlich geringer sind. Die größten Kosten bei dieser Methode dürften für das benötigte Personal für die Geländearbeit anfallen. Für die Aufbereitung und Verarbeitung der Daten fällt dagegen ein deutlich geringerer personeller und technischer Aufwand als bei den anderen Methoden an.

7.5.6 Fazit

Werden alle Bewertungskriterien zusammen betrachtet wird klar, dass es keine Methode gibt, die allen anderen überlegen wäre (siehe Tabelle 25). Die Vollkartierung hat die höchste Datenqualität, die aber den höchsten Zeitbedarf, die höchsten Kosten und das größte Störungspotenzial mit sich bringt. Die Panoramafotografie und die Teilkartierungen hingegen haben die niedrigste Datenqualität und die benötigten hochaufgelösten Satellitenbilder können relativ teuer sein, dafür sind diese Methoden schnell durchzuführen und ihr Störungspotenzial hält sich in Grenzen. Einen Mittelweg bilden die UAV-Befliegungen, die eine gute Datenqualität liefern, dabei aber nur relativ wenig Zeit in Anspruch nimmt, wenig kostet und ein geringes Störungspotenzial hat. Einzige Kehrseite ist die hohe Witterungsanfälligkeit der UAV-Befliegungen.

Welche Methode letztendlich eingesetzt wird hängt demnach ganz von den Anforderungen des Anwenders bzw. den örtlichen Gegebenheiten ab, so dass alle Methoden ihre Einsatzberechtigung haben.

Tabelle 25: Vergleich terrestrischer Methoden zur Ermittlung der Populationsgröße von Pinguinkolonien (*Pygoscelis spec.*): * - niedrig ; ** - mittel; *** - hoch

Methode	Datenqualität	Zeitbedarf	Kosten	Störungspotenzial	Witterungsanfälligkeit
Panoramafotografie	*	*	**	**	**
Vollkartierung am Boden	***	***	***	***	*
Teilkartierung am Boden	*	*	**	**	*
UAV-Befliegung	**	**	*	*	***

8 Klassifizierung von Farbunterschieden des Pinguinguanos

Aktuell ist es mittels fernerkundlicher Methoden bereits gut möglich, Seevogelkolonien zu erkennen und zu vermessen, selbst wenn die einzelnen Tiere nicht erkennbar sind (z.B. Fretwell et al. 2015; LaRue et al. 2014; Lynch & LaRue 2014). Die großflächige Guanobedeckung des Bodens lässt sich in vielen Fällen auch bei geringer Auflösung durch ihre farblichen Unterschiede zum umgebenden Boden gut ausmachen (Fretwell et al. 2015). Auch gab es bei Pinguinen in gemischten Kolonien schon erfolgreiche Versuche, die Ausdehnung der Arten im Satellitenbild abzugrenzen (Lynch et al. 2012). Solche Studien sind bisher allerdings Einzelfälle. Gerade bei völlig unbekanntem Kolonien fällt es weiterhin sehr schwer, die dortige(n) Art(en) nur anhand eines Satellitenbildes zu bestimmen. Da die einzelnen Individuen bei der aktuell verfügbaren Bodenauflösung unmöglich angesprochen werden können, könnten interspezifische Unterschiede der gut sichtbaren Guanofärbung einen wichtigen Hinweis zur Artbestimmung liefern. Ziel dieser Teiluntersuchung war festzustellen, ob es Unterschiede bei der Guanofärbung einer Kolonie einer Art im Saisonverlauf oder zwischen den einzelnen Arten gibt (z. B. durch unterschiedliche Nahrung bedingt). Sollte dies der Fall sein, so könnten solche Merkmale verwendet werden, um unbekannt Kolonien auf Satellitenbildern anhand ihrer Guanofarbe einer bestimmten Art zuzuordnen.

Die Farbe von Pinguinguano ist im Wesentlichen abhängig von der aufgenommenen Nahrung. In der Vergangenheit gab es bereits Studien über die Bestimmung von Pinguinnahrung anhand von Kotscheidungen, entweder über unverdaute Überreste (Kooyman et al. 2004) oder DNA-Rückstände (Jarman et al. 2013). Dabei fiel auch der Zusammenhang zwischen unterschiedlicher Nahrung und unterschiedlicher Guanofärbung auf (Kooyman et al. 2004). Dennoch gab es unseres Wissens bisher keine Studie, die explizit versuchte, anhand der verschiedenen möglichen Guanofärbungen auf die gefressene Nahrung zu schließen.

Wenn die Guanofärbung allein von der Nahrungszusammensetzung abhängig ist, wäre das zum Untersuchungszeitpunkt zur Verfügung stehende Nahrungsangebot entscheidend für die Ausbildung von Guanofarbunterschieden. Stehen mehrere Nahrungsquellen zur Verfügung, können verschiedene Arten diese entsprechend ihrer ökologischen Nische unterschiedlich ausbeuten, was dann zu Unterschieden in der Färbung führen würde. Steht hingegen nur eine Nahrungsquelle zur Verfügung, auf die beide Arten gleichermaßen zurückgreifen müssen, würde der Guano von verschiedenen Arten die gleiche Färbung aufweisen. Es ist natürlich möglich, dass verschiedene Arten durch physiologische Unterschiede aus der gleichen Nahrung unterschiedlich gefärbten Guano produzieren. Dies ist für so nahe verwandte Arten wie die *Pygoscelis*-Pinguine aber nicht anzunehmen, kann aber beim Vergleich mit anderen Vögeln (z.B. Sturmvogel, Kormorane) eine Rolle spielen. Beim Vergleich mit anderen Vogelfamilien kommt außerdem hinzu, dass es durch grundlegende Unterschiede in der Jagdweise und Morphologie teilweise gar nicht möglich ist, dass sie dieselbe Nahrungsquelle nutzen. Auch dies trifft bei *Pygoscelis*-Pinguinen aber nicht zu. Eine Untersuchung der zum Untersuchungszeitpunkt zur Verfügung stehenden Nahrungsquellen war in dieser Studie nicht möglich.

Es gibt nur wenige Studien, die generell die möglichen Farbausprägungen sowie inter- und intraspezifische, räumliche sowie phänologische Unterschiede aufgreifen. Das auf Satellitenbildern auffällige Spektrum von Guano im Vergleich zum Untergrund wurde bereits mehrfach genutzt, um Seevogelkolonien zu detektieren (Fretwell et al. 2015; Fretwell & Trathan 2009; Mustafa et al. 2012; Schwaller et al. 2013b) und eine Größenschätzung vorzunehmen (Fretwell et al. 2012; LaRue et al. 2014; Lynch et al. 2012; Lynch & Schwaller 2014; Naveen et al.

2012). In all diesen Fällen war jedoch entweder durch Verbreitungsgrenzen, Habitatbeschaffenheit oder Feldbesuche im Vorhinein bekannt, um welche Art(en) es sich dabei handelte. Unserem Wissen nach gibt es bisher keine erfolgreiche Studie, bei der eine auf einem Satellitenbild abgebildete Seevogelkolonie ohne eine der genannten Voraussetzungen einer Vogelart zugewiesen werden konnte. Daher ist es von besonderem Interesse festzustellen, ob es deutliche interspezifische Unterschiede im Farbspektrum des Guanos von Pinguinen gibt, die es ermöglichen würden, eine unbekannte Kolonie zuverlässig einer Art zuzuordnen (siehe Abbildung 54).

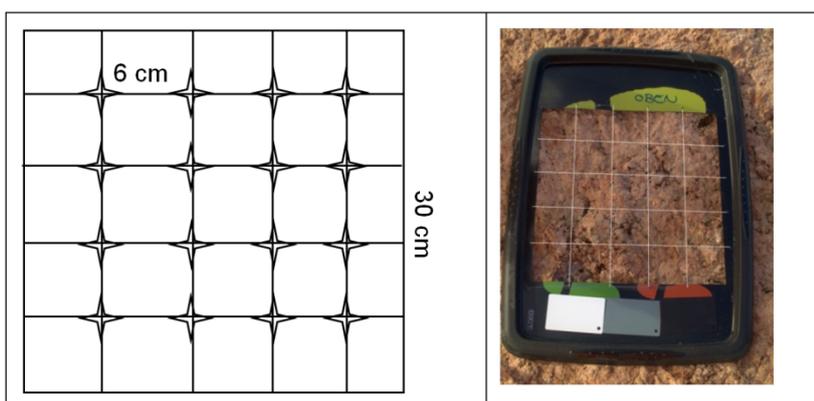
8.1 Methoden

Zur Klassifizierung von Farbunterschieden des Guanos ist es zunächst erforderlich, die Farbe des Guanos vor Ort oder mit Hilfe der Fernerkundung zu bestimmen und zu klassifizieren. Die Guanofarbe wurde am Boden mit Munsell-Farbtafeln (Munsell 1969) und mit Fotografien sowie in UAV- und Satellitenaufnahmen bestimmt, die im Folgenden beschrieben werden.

8.1.1 Munsell-Farbtafeln

Zuerst wurde in der Saison 2014/15 die Farbe des Guano mittels standardisierter Munsell-Farbtafeln bestimmt. Dazu wurde ein 30 x 30 cm Quadrat (was der Fläche eines Pixels des am höchsten auflösenden geeigneten Satelliten Worldview 3 entspricht) an vier definierten Stellen zwischen den Pinguinnestern platziert. Anschließend wurde an allen 16 inneren Kreuzungspunkten des Rasters der Farbton mit den Munsell-Farbtafeln bestimmt (Abbildung 51), da mit den Farbtafeln nur punktuell Messungen vorgenommen werden können. Diese Farbbestimmung wurde zu verschiedenen Zeitpunkten im Saisonverlauf wiederholt. Um subjektive Einflüsse auf die Farbtonbestimmung auszuschließen, wurde sie nur von zwei verschiedenen Personen durchgeführt. Die Teststellen lagen an drei Esels- und einem Adéliepinguinnest.

Abbildung 51: Schema der Guanofarbbestimmung mittels Farbkarten (links) und Beispielbild der Schablone (rechts). Innerhalb eines 30 x 30cm Quadrats gab es 16 Aufnahmepunkte (Sterne) mit je 6 cm Abstand

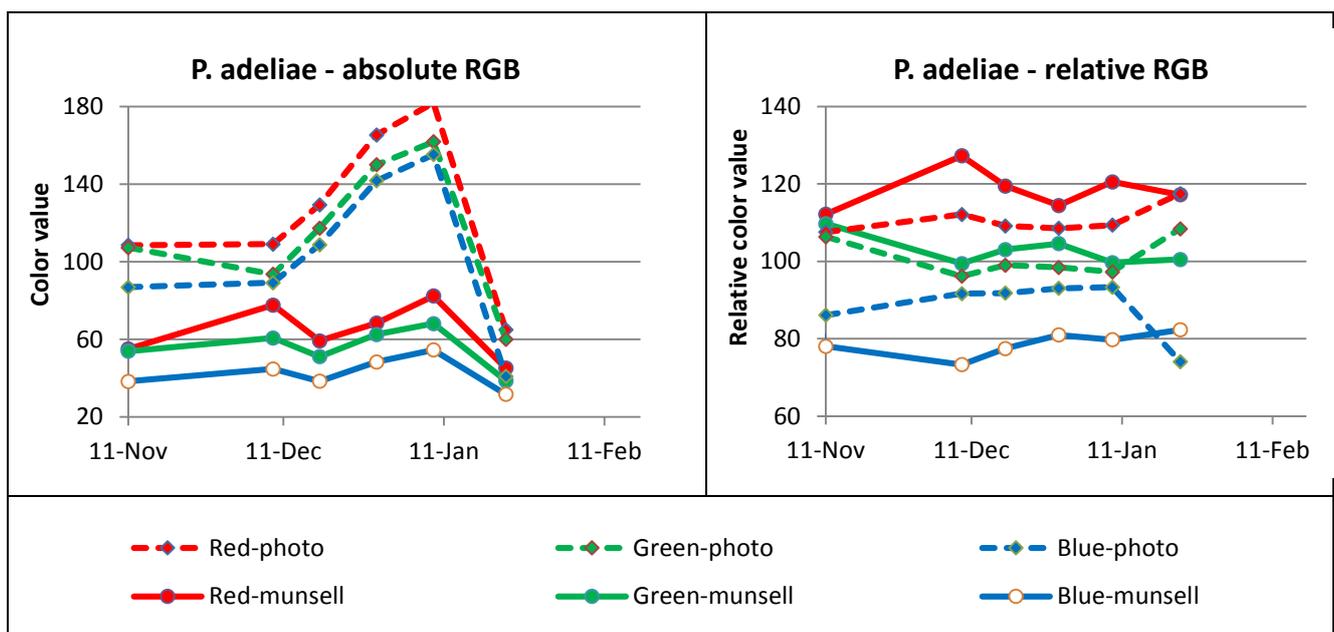


8.1.2 Fotografien am Boden

8.1.2.1 Eignung von Fotografien am Boden

Neben der Bestimmung der Guanofarbe mit Munsell-Farbtafeln wurden die gleichen Teststellen auch mit einer Digitalkamera abfotografiert, da die Bestimmung mit Munsell-Farbtafeln im Gegensatz zu Fotografien sehr zeitaufwendig ist. Zuvor musste aber überprüft werden, ob diese vergleichbare Werte wie die Munsell-Farbtafeln lieferten. Um beide Methoden vergleichen zu können, wurde ebenfalls das 30 x 30 cm Quadrat mit einer Digitalkamera (Canon PowerShot G15) im RAW-Format an den gleichen Teststellen und zum gleichen Zeitpunkt wie die Farbtafelbestimmung fotografiert. Im Foto platzierte Schwarz-, Weiß- und Graukarten erlauben einen späteren Helligkeits- und Farbgleich, um die Fotos verschiedener Lichtbedingungen vergleichbar zu machen. Dazu wurden in allen Aufnahmen der Weißabgleich anhand der Weißkarte vorgenommen und einheitliche Helligkeitswerte anhand der Graukarte eingestellt. Im GIS wurden die Aufnahmen anhand eines Referenzbildes so ausgerichtet, dass die Aufnahmepunkte des Quadrats einheitlich positioniert wurden und nach einem Resampling die RGB-Werte an den 16 Aufnahmepunkten, vergleichbar der Bestimmung anhand der Munsell-Tafeln, ausgelesen werden konnte.

Abbildung 52: Beispielhafter Saisonverlauf der aus Munsell-Werten umgerechneten und aus den Digitalfotos ausgelesenen absoluten RGB-Werten (links) im Vergleich zu den relativen RGB-Werten (rechts)



Um die Vergleichbarkeit des Munsell-Codes mit dem RGB-Farbraumes eines Digitalfotos herzustellen, wurde eine Übersetzungsmatrix (Centore 2013) angewendet. Mit dieser Matrix wurden die mittels Farbkarten manuell bestimmten Farbtöne in RGB-Werte überführt. In der Centore-Matrix fehlende Werte wurden mittels linearer Regression interpoliert. Die Umwandlung in RGB-Werte ermöglicht außerdem die einfachere Darstellung in Diagrammen sowie statistische Verfahren zur Datenauswertung.

Bei Betrachtung der Ergebnisse der manuellen Farbbestimmung (siehe Abbildung 52 linkes Diagramm) sind starke Schwankungen in der Farbintensität der Rot-, Grün-, Blaukomponenten, also der Helligkeit des Guanos auffällig. Diese sind bedingt durch unterschiedliche Feuchtegrade. Besonders feuchter Guano („Matsch“) ist dunkler als ausgetrockneter. Damit

spiegelt sich in der Helligkeit vor allem die Witterung wider. So sind an allen Aufnahmepunkten sehr niedrige Farbwerte am 23.01.15 zu erkennen, als Regenwetter herrschte und der Boden entsprechend nass war. Um die Helligkeitsschwankungen herauszurechnen, wurden die absoluten Werte in relative Farbwerte umgerechnet (vgl. Kap. 8.1.2.2), so dass die reinen Farbänderungen miteinander verglichen werden können (siehe Abbildung 52 rechtes Diagramm)

Der Vergleich mit den fotografisch ermittelten RGB-Werten zeigt, dass diese generell etwas dunkler ausfallen und auch die Schwankungsbreite geringer ist (siehe Abbildung 52). Der grundsätzliche Helligkeitsverlauf ist jedoch ähnlich den Munsell-Aufnahmen und spiegelt damit zuallererst ebenfalls den Verlauf des Wetters wider.

Entscheidend für das Finden eventueller Unterschiede ist das Verhältnis der einzelnen Farbkomponenten zueinander, da dieses von den Helligkeitsschwankungen durch Nässe unberührt bleibt. Hier zeigt sich zunächst, dass bis auf wenige Ausnahmen die Rot-Komponente immer am stärksten ausgeprägt ist, gefolgt von Grün und dann Blau. Dies gilt sowohl für die Munsell- als auch für die Fotoaufnahmen. Damit bestätigt sich, dass trotz der Unterschiede in der Helligkeit, Farbbestimmungen mittels Munsell-Farbtafel oder Digitalfotoaufnahmen grundsätzlich vergleichbare Ergebnisse liefern.

8.1.2.2 Einsatz von Fotografien am Boden

In der Saison 2014/15 wurden an den 4 Teststellen, an denen auch die Untersuchungen mit den Munsell-Farbtafeln stattfanden, Fotografien des Guanos mit einer Digitalkamera auf einem Stativ in etwa 1 m Abstand zum Boden durchgeführt. Da die Nachprozessierung aber aufgrund des manuell durchzuführenden Weißabgleiches sehr zeitaufwendig war, wurde in der darauffolgenden Saison eine neue Aufnahmemethode getestet.

So wurde eine spezielle Fotobox angefertigt (vgl. Abb. 53). Aufgabe der Fotobox war, einerseits eine schnellere Durchführung der Aufnahme-prozedur zu ermöglichen und so die Anzahl der Teststellen vergrößern zu können. Andererseits hatte die Fotobox die Aufgabe, Sonnenlicht vom zu fotografierenden Guano abzuschirmen. Dieser sollte nur mit dem internen Kamerablitz einer Canon G15 Digitalkamera belichtet werden. Das hat den Vorteil, dass die Wellenlängenzusammensetzung der Lichtquelle stets konstant ist und nicht durch wechselnde Umweltfaktoren, wie Wolkenbedeckung oder Sonnenstand beeinflusst wird. Ebenfalls ist ein individueller Weißabgleich nicht mehr notwendig. Auf diese Weise konnten sowohl die Arbeiten im Gelände, als auch das Postprocessing deutlich effizienter gestaltet werden.

Abbildung 53: Speziell angefertigte Fotobox mit aufgesetzter Kamera im Einsatzgebiet



In der Saison 2014/15 lagen die Teststellen an drei Esels- und einem Adéliepinguinnest. In der darauffolgenden Saison 2015/16 konnten aufgrund des neuen Versuchsaufbaus insgesamt 17 Nestgruppen (13 Eselspinguinnestgruppen, drei Adéliepinguinnestgruppen und eine Esels-Adéliemischgruppe) in einem Abstand von 10 Tagen fotografiert werden. So entstanden an insgesamt 8 Zeitpunkten 1109 Fotos. Mittels eigens programmierter Skripte für RawTherapee und IDL-ENVI wurde der Mittelwert des roten, blauen und grünen Kanals für alle Fotos einer Art zu verschiedenen Zeitpunkten ermittelt.

Um feuchtigkeitsbedingte Helligkeitsunterschiede des Guanos auszuschließen (siehe Kap. 8.1.2.1) und eine detaillierte Auswertung der Farbkomponentenverteilung des Guanos aus Fotografien zu ermöglichen, wurden die Farbwerte standardisiert. Dazu wurden relative Farbwerte F nach (1) berechnet,

$$F_X = \frac{X}{R+G+B} \times 300 \quad (1)$$

wobei X für die jeweils betrachte Farbkomponente (also Rot, Grün oder Blau) steht. Die Multiplikation mit 300 wurde lediglich aus Gründen der Übersichtlichkeit eingeführt, da so die Ergebnisse in ganze Zahlen angegeben werden, was wiederum den ursprünglichen 8-Bit Grauwerten entspricht. Im Ergebnis konnten von Helligkeitsunterschieden bereinigte, relative Farbwerte ausgewertet werden (siehe Abbildung 52).

8.1.3 UAV-Aufnahmen

Auch aus den UAV-Mosaiken wurde von den Teststellen aus der Saison 2014/15, an denen mit den Munsell-Color-Charts die Guanofarbe bestimmt wurde, die spektrale Signatur bestimmt. Allerdings war es nicht möglich die Mosaik, die aus hunderten unterschiedlich belichteten Einzelbildern bestehen, so radiometrisch zu normalisieren, dass Unterschiede in der Belichtung und Farbtemperatur ausgeglichen werden. Wie bei den Satellitenaufnahmen ist es auch bei den UAV-Aufnahmen nicht immer möglich, die exakte Position zu finden, an denen die Bodenfotos aufgenommen wurden, was vor allem an der sich stark ändernden Umgebung der Probenstellen während der Saison herrührt. Auch die Lageungenauigkeiten des GPS von 2 - 4 m, mit denen die Teststellen eingemessen wurden, macht eine exakte Bestimmung der Teststellen im UAV-Mosaik sehr schwierig.

8.1.4 Satellitenaufnahmen

Aus den zur Verfügung stehenden Satellitenaufnahmen wurden an den Teststellen die spektrale Signatur erfasst und die Daten radiometrisch korrigiert. Dazu wurden die Grauwerte in Reflexionswerte umgewandelt, eine Atmosphärenkorrektur mit einer Dark-Object-Subtraction (Chavez 1988) durchgeführt und wie bei den Bodenaufnahmen die RGB-Werte in relative Farbwerte umgewandelt. Ungenauigkeiten bei der Auswertung kommen dadurch zustande, dass die genauen Positionen der Bodenmessungen, nicht exakt in den Satellitenbildern zu finden sind. Ursache hierfür ist zum einen die geringe räumliche Auflösung der Aufnahmen von 40-60 cm pro Pixel bei 30 cm Kantenlänge der Bodenprobe und zum anderen die Lageungenauigkeit der Satellitenaufnahmen (ca. 3,5 m) sowie der Mangel an ausreichenden Passpunkten auf Ardley Island. Auch gibt es keine Aufnahmen von Mitte Dezember, was die Vergleichbarkeit mit den Bodenmessdaten erschwert.

8.2 Ergebnisse

Um die Farbwerte beider Arten vergleichen zu können, wurde jeweils der Mittelwert von den Messungen an allen Teststellen gebildet. Das bedeutet, dass für Adéliepinguine in der Saison 2014/15 eine und in der Saison 2015/16 drei Nestgruppen ausgewertet werden konnten sowie drei Nestgruppen für Eselspinguine in der Saison 2014/15 und 13 Nestgruppen in der Saison 2015/16.

Wie Abbildung 55 zeigt, ist der Verlauf der standardisierten Farbwerte aus Munsell- und Fotobestimmungen meist ähnlich. Die genauen Werte sind zwar nicht gleich, so haben die Digitalfotos fast ausnahmslos einen höheren Rot-Wert zu Lasten der Blaukomponente, der Kurvenverlauf ist jedoch überwiegend parallel.

Die beiden untersuchten Arten lassen sich lediglich am Saisonbeginn unterscheiden. Es lässt sich erkennen, dass die relativen Rot- und Grünkomponenten des Adéliepinguinguano am Saisonanfang fast gleich sind, während Eselspinguinguano hier eine deutlich rottere Färbung aufweist (Abbildung 54). Dies deckt sich mit Beobachtungen der Geländearbeiter, die feststellten, dass zu Saisonbeginn Adéliepinguinausscheidungen oftmals grün waren. Nach Heine & Speir (1989) tritt diese Färbung dann auf, wenn die Pinguine längere Zeit nicht im Meer waren um Nahrung zu suchen. Die Grünfärbung kommt nach Sladen (1958) von Gallenpigmenten der Pinguine oder nach Myrcha & Tatur (1991) von Proteinen, Cholsäure und unverdauten Algenzellen (der Nahrung des Krills) im Guano. Später in der Saison trat diese Grünfärbung aber nicht mehr auf, zugunsten eines höheren Rotanteils. In der Saison 2015/16 konnte diese Grünfärbung jedoch nicht beobachtet werden, was wahrscheinlich auf dem späteren Beginn der Geländearbeiten zurückzuführen ist. Ebenfalls deutet sich zum Saisonende hin eine leichte Zunahme der relativen Rotkomponente bei beiden Arten an.

Im Gegensatz zu den zeitgleich erstellten Munsell- und Fotofarbbestimmungen entstanden die UAV-Aufnahmen an verschiedenen Tagen. Aus diesem Grund kann der genaue Kurvenverlauf durch kurzfristige Veränderungen beeinflusst worden sein. Bei Betrachtung der aus den UAV-Aufnahmen extrahierten relativen Farbwerte fällt auf, dass am Anfang der Saison bei den Adéliepinguinen und nicht ganz so stark ausgeprägt auch bei Eselspinguinen die Rot- und Grünkomponenten fast gleich groß sind. In den UAV-Aufnahmen ist an diesen Stellen erkennbar, dass der Guano tatsächlich grünlich erscheint. Später in der Saison verschwindet der starke Grünanteil aber wieder. Auffällig ist weiterhin, dass im Januar der Blauanteil deutlich zunimmt und teilweise sogar den Rotanteil übertrifft. Im UAV-Bild erscheint dieser Guano sehr dunkel, fast schwarz.

Bei den Satellitenaufnahmen fällt auf, dass der relative Rotanteil viel größer ist, als bei den bodengebundenen- und UAV-Aufnahmen. Im Detail zeigt sich wieder, dass am Anfang der Saison der Adéliepinguinguano einen deutlich größeren relativen Grünanteil hat als der Eselspinguinguano. Dieser Unterschied verschwindet allerdings später in der Saison.

Abbildung 54: Beispielfotos des Pinguinanos von Adélie- (*P. adeliae*) und Eselspinguinen (*P. papua*) vom gleichen Ort zu drei verschiedenen Zeitpunkten. Die Fotos wurden so aufbereitet, dass die Farben besonders deutlich für den Betrachter sichtbar werden

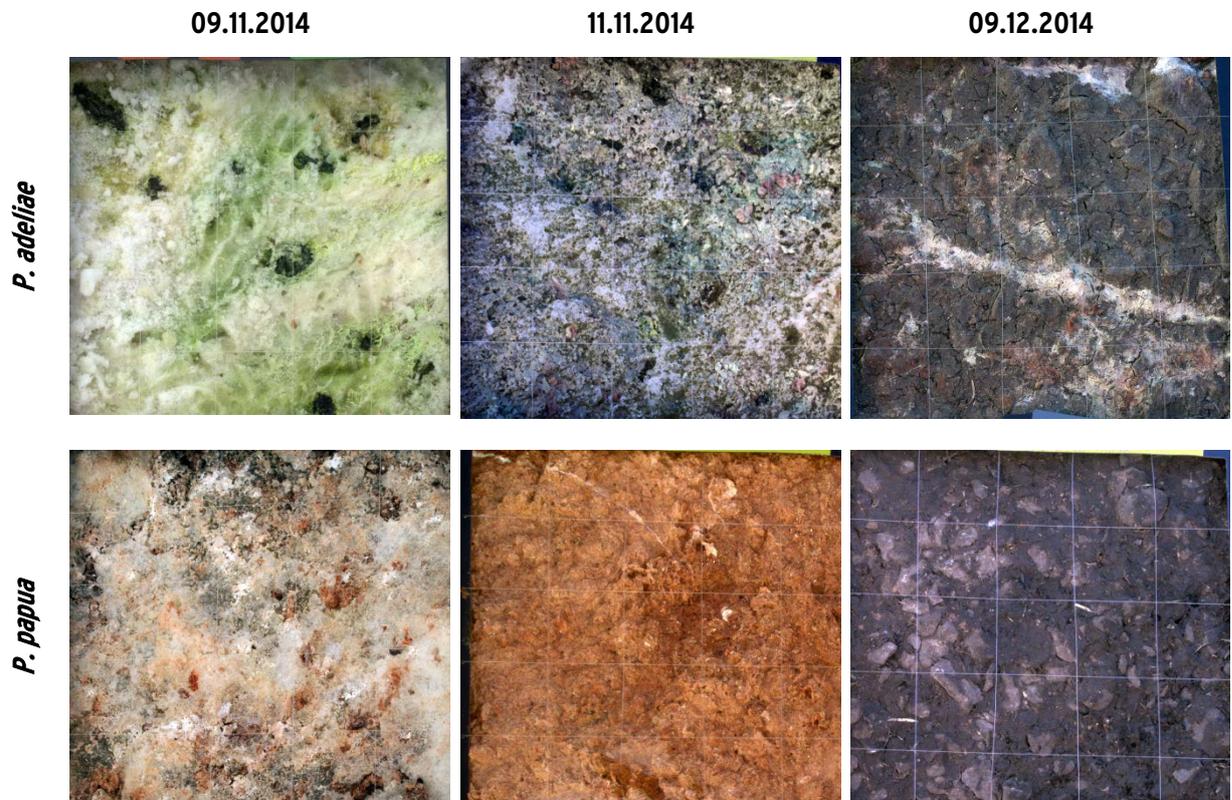
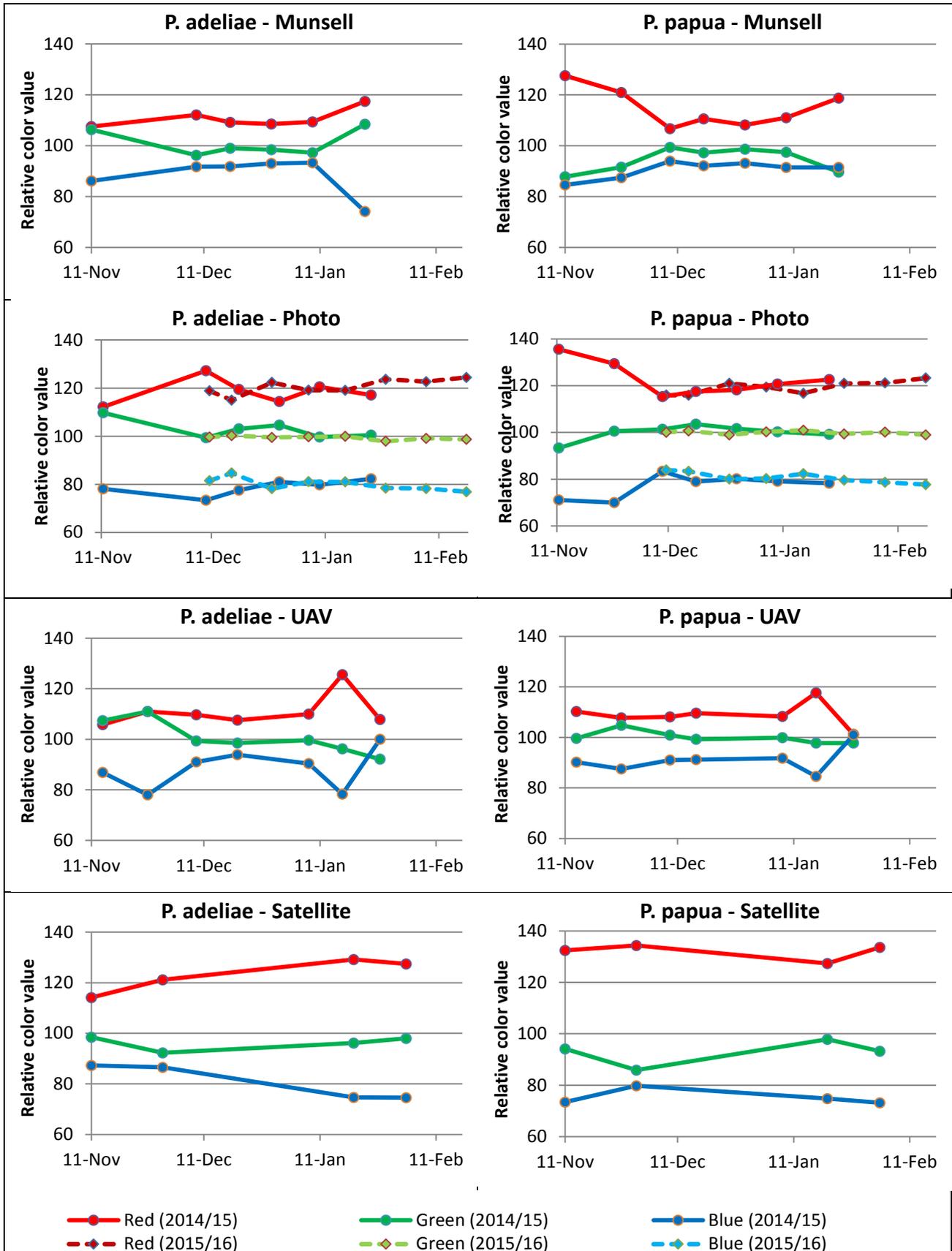


Abbildung 55: Gegenüberstellung der gemittelten relativen Farbwerte der 4 untersuchten Methoden, alle Teststellen getrennt nach Adélie- (*P. adeliae*) und Eselspinguinen (*P. papua*)



8.3 Fazit

Vergleicht man die einzelnen Methoden miteinander, so zeigt sich zuerst, dass es mit den Bodenfotos möglich ist, die Ergebnisse der Munsell-Color-Charts zu reproduzieren. Ein direkter Vergleich mit den UAV- und Satellitenaufnahmen ist schwierig, da sich diese sowohl zeitlich als auch räumlich unterscheiden. Dennoch lässt sich der generelle Saisonverlauf auch bei diesen wiedererkennen.

Von besonderem Interesse bei dieser Untersuchung war die Frage, ob Farbunterschiede zwischen den einzelnen Arten existieren, die mittels photographischer und fernerkundlicher Methoden erkannt werden können. Dies scheint in begrenztem Umfang der Fall zu sein. So zeigt sich bei allen Untersuchungsmethoden, dass sich die Guanofarbe an den Teststellen mit Adéliepinguinen am Anfang der Saison (Anfang November) von den Teststellen der Eselspinguine unterscheiden. Der Unterschied äußert sich darin, dass der relative Rot- und Grünanteil gleichgroß ist (Guanofarbe erscheint grünlich) bzw. sehr nahe bei einander liegt. In der restlichen Saison hingegen dominiert bei allen Arten der Rotanteil. Dies deckt sich auch mit den Beobachtungen der Feldarbeiter. Die Ursache für diese Farbunterschiede könnte auf eine Veränderung in der Nahrungsverfügbarkeit innerhalb der Saison zurückzuführen sein, was aber in dieser Studie nicht untersucht wurde. Nur in den UAV-Aufnahmen wurde ebenfalls grünlicher Guano bei Eselspinguinen Ende November festgestellt, wenn auch nicht so deutlich ausgeprägt wie bei den Adéliepinguinen. Der Grund, warum dies mit den anderen Methoden nicht beobachtet werden konnte, ist nicht bekannt. Möglicherweise spielt es aber eine Rolle, dass bei den UAV-Aufnahmen kein standardisierter Weißabgleich durchgeführt werden konnte.

9 Möglichkeiten der Artunterscheidung

Um die drei *Pygoscelis*-Arten voneinander zu unterscheiden, gibt es mehrere theoretische Möglichkeiten, die im Folgenden untersucht werden.

9.1 Artunterscheidung anhand des Habitus

Die drei untersuchten Pinguinarten lassen sich am Boden bei Betrachtung mit bloßem Auge leicht am Habitus unterscheiden. Vor allem ihre unterschiedliche Färbung ermöglicht dabei eine sofortige Artbestimmung (Abbildung 56).

Abbildung 56: Bodenaufnahmen von Esels- (*P. papua*), Zügel- (*P. antarctica*) und Adéliepinguinen (*P. adeliae*) von Adulten mit Küken



9.1.1 Adulte

Neben dem unterschiedlichen Habitus existieren bei den drei *Pygoscelis*-Arten auch Größenunterschiede. Der Eselspinguin als größte Art misst 75 – 90 cm Länge, während Adélie- und Zügelpinguin mit 70 bzw. 71 – 86 cm etwas kleiner sind (Williams 1995). Die Körperproportionen sind bei allen Arten ähnlich. Die unterschiedliche Färbung ist jedoch das deutlichste Merkmal zur Unterscheidung der Arten mit dem bloßen Auge im Feld. Sie kann oft bereits auf größere Entfernungen wahrgenommen werden. Die markantesten Unterschiede bilden hierbei die Färbung von Schnabel und Füßen sowie die Zeichnung von Gesicht und Kehle. Alle diese Merkmale sind jedoch nur beim Blick von vorn oder der Seite auf den Vogel wahrnehmbar. Die Rückenansicht ist bei allen drei Arten nahezu identisch und einheitlich schwarz. Wie die Analyse von UAV-Luftbildern im visuellen Spektrum zeigt, führt dies zu Problemen bei der Artbestimmung. Da von brütenden Pinguinen meist nur Rücken und Scheitel im Luftbild zu sehen sind, erscheinen Exemplare aller drei Arten in der normalen Brutposition einheitlich schwarz. Selbst aufrecht stehende Pinguine sind schwer zu bestimmen, da die Füße verdeckt sind, der rote Schnabel von Eselspinguinen von oben ebenfalls schwarz ist und die Gesichtsseiten kaum sichtbar sind.

Als einziges zuverlässiges Bestimmungsmerkmal konnte der sanduhrförmige weiße Fleck auf dem Scheitel von Eselspinguinen ausgemacht werden (die roten Pfeile in der Abbildung 57 weisen darauf hin). Damit ließ sich ein Teil der Tiere sicher identifizieren. Bereits eine Bodenauflösung des Mosaiks von 2 cm reichte jedoch oft nicht mehr aus, um den Fleck erkennen zu können. Hinzu kommen Tiere, die den Kopf gebeugt halten, sodass der Fleck ebenfalls nicht sichtbar ist. Damit lässt sich bei Tieren ohne erkennbaren Scheitelfleck meist nicht sicher sagen, ob es sich um einen ungünstig abgebildeten Eselspinguin oder eine andere

Art handelt. Wenn es sich mit Sicherheit nicht um einen Eselspinguin handelt, ist die weitere Unterscheidung in Zügel- oder Adéliepinguin anhand von Luftbildern fast unmöglich. Nur bei sehr günstig abgebildeten Exemplaren ist das Weiß auf den Kopfseiten eines Zügelpinguins wahrnehmbar und lässt eine Differenzierung gegenüber Adéliepinguinen zu. Der charakteristische Kehlstreif der Zügelpinguine ist zu fein und konnte auf den erstellten Luftbildern in keinem Fall aufgelöst werden.

9.1.2 Küken

Etwas besser ist die Differenzierbarkeit der Küken der drei untersuchten Arten. Bei kleinen, noch im Nest befindlichen Küken sind die auf dem Luftbild sichtbaren Unterschiede sehr gering. Hier erfolgt die Bestimmung in der Regel ohnehin über den anwesenden Elternvogel. Im Kindergartenstadium sind hingegen deutliche Farbunterschiede sichtbar. Eselspinguine haben bereits als junge Küken einen weißen Bauch. Dies unterscheidet sie stehend zuverlässig von den einheitlich dunkelgrauen Adéliepinguinküken und den einheitlich hellgrauen Zügelpinguinküken. Letztere entwickeln im fortgeschrittenen Alter jedoch auch eine weiße Bauchfärbung. Durch den helleren Grauton auf dem Rücken sind sie, zumindest bei guten Lichtbedingungen, jedoch weiterhin von Eselspinguinküken unterscheidbar. Bei recht großen, aber am Kopf noch nicht gemauserten Eselspinguinküken (fehlender Scheitelfleck) bereitet dagegen die Abgrenzung zu adulten Adélie- und Zügelpinguinen und ungünstig abgebildeten Eselspinguinen Probleme. Bei ausreichender Bodenauflösung kann das Fehlen bzw. Vorhandensein der Schwanzfedern als Erkennungsmerkmal herangezogen werden. Bei guten Lichtverhältnissen und guter Bodenauflösung sind auch die Unterschiede in den Grautönen zwischen Adélie- und Zügelküken wahrnehmbar. Hilfreich bei der Ansprache ist außerdem der deutlich unterschiedliche Entwicklungsstand der Adélie- und Zügelpinguinküken, bedingt durch die unterschiedliche Brutphänologie.

Abbildung 57: RGB-UAV-Luftbild mit einer Bodenauflösung von 1 cm von adulten Pinguinen und Küken in Nestgruppen. a) Adéliepinguine (blau); die Küken sind einfarbig grau und unterscheiden sich deutlich von den Adulten (nicht im Bild), b) Eselspinguine (rot); Küken (eingekreist) ähneln den Adulten (Pfeile), ihnen fehlt aber der weiße Scheitelfleck und der Rücken ist dunkelgrau statt schwarz c) Zügelpinguine (grün); die Küken haben bereits eine weiße Bauchseite entwickelt, das Grau auf dem Rücken ist aber heller als bei Eselspinguinküken. Die Artansprache wurde über die am Boden kartierte Nestposition gegengeprüft.



9.1.3 Nestabstand und -gruppierung

Weitere mögliche Kriterien zur Unterscheidung der Arten sind Nestabstand, Nestdichte und die Art der Nestgruppierung. Hierzu existieren bereits ältere Untersuchungen anderer Autoren. Dabei fällt auf, dass die Methode der Nestdichtbestimmung durchaus verschieden gehandhabt wurde. Während ein Teil der Studien nur den Nestabstand (entweder von Außenrand zu Außenrand oder Zentrum zu Zentrum) bestimmte und dann unter der Annahme einer regelmäßigen Verteilung die Dichte errechnete (Naveen et al. 2012), maßen andere die tatsächliche Dichte über die Anzahl Nester, die innerhalb der gemessenen Nestgruppenfläche liegen (Oelke 1975; Woehler & Riddle 1998; Quintana & Cirelli 2000). Eine weitere verwendete Methode ist die Punkt-Stopp-Zählung (Kirkwood et al. 2007). Manche Studien maßen auch nur den Nestabstand und berechneten keine Dichte (z. B. Zügelpinguine in Volkman & Trivelpiece 1981). Schon allein aufgrund dieser verschiedenen Methoden ist eine große Schwankungsbreite der gefundenen Dichten bzw. der Nestabstände nicht verwunderlich. Tabelle 26 gibt einen Überblick über die veröffentlichten Nestdichten bzw. -abstände für Zügel-, Esels- und Adéliepinguine. Insgesamt lässt sich aus diesen publizierten Daten keine sichere Klassifizierung der einzelnen Arten bezüglich Dichte oder Nestabstand erkennen. Stattdessen ist die Schwankungsbereite innerhalb einer Art zwischen den Studien sehr groß, jedoch finden sich die geringsten Nestdichten ($0,25 \text{ Nester/m}^2$) und größten Nestabstände beim Eselspinguin (Tab. 26), während Adéliepinguine tendenziell die geringsten Nestabstände aufweisen. Weiterhin neigen Eselspinguine viel stärker als Adéliepinguine zur lockeren Gruppierung ihrer Nester in vergleichsweise kleinen Nestgruppen, was besonders in unebenem Gelände beobachtet werden kann. Dort finden sich die Nestgruppen oftmals im lockeren Verband auf den erhöhten Kuppenbereichen.

Tabelle 26: Übersicht über die in der Literatur veröffentlichten Nestabstände und Nestdichten. Beim Nestabstand ist zusätzlich, soweit bekannt, angegeben, ob die Messung von Nestrand zu Nestrand oder von Nestzentrum zu Nestzentrum erfolgte

Art	Ort	Mittlerer Nestabstand (cm)	Mittlere Nestdichte (Nester/m ²)	Autor
Adéliepinguine	Cape Crozier	79,5 - 108 (Ø 93,5; Zentrum)	0,57 - 1,47 (Ø 0,89)	Oelke 1975
	Mawson	-	0,39 - 0,92 (Ø 0,67)	Woehler & Riddle 1998
	Admiralty Bay	43,2 (Rand)		Volkman & Trivelpiece 1981
	Admiralty Bay	37,0 (wahrscheinlich Rand)	1,13	Trivelpiece & Volkman 1979
	Wilkes Land	65 - 72 (nicht angegeben)	-	Penney (1968)
	WAP Region	66,9 - 84,0 (Ø 77,3; nicht angegeben)	-	Müller-Schwarze & Müller-Schwarze 1975
Eselspinguine	Cierva Point	-	0,02 - 1,54 (Ø 0,25)	Quintana & Cirelli 2000
	South Georgia	100 (nicht angegeben)	-	Croxall & Prince 1980
	WAP Region	92,1 - 119,2 (Ø 103,4; nicht angegeben)	-	Müller-Schwarze & Müller-Schwarze 1975
	Admiralty Bay	74,3 (Rand)	-	Volkman & Trivelpiece 1981
Zügelpinguine	Admiralty Bay	59,9 (Rand)	-	Volkman & Trivelpiece 1981
	Admiralty Bay	50,1 (wahrscheinlich Rand)	-	Trivelpiece & Volkman 1979
	WAP Region	80,2 - 90,5 (Ø 86,4; nicht angegeben)	-	Müller-Schwarze & Müller-Schwarze 1975
	Deception Island	70 - 70,5 (Zentrum)	2,34	Carrascal et al. 1995
	Deception Island	-	1,5	Naveen et al. 2012

9.2 Brutbiologie und -phänologie der Pinguine

Eine indirekte Methode der Artunterscheidung beruht auf der unterschiedlichen Brutbiologie und Phänologie der drei *Pygoscelis*-Arten, die im folgenden Abschnitt am Beispiel von Ardley Island wiedergegeben wird.

Der Zeitpunkt der Besetzung der Kolonien auf Ardley Island hängt stark von den Eisverhältnissen in der Maxwell Bay und den Schneeverhältnissen an Land ab und kann von Jahr zu Jahr deutlich schwanken (Mönke & Bick 1988, Peter et al. 1988, Zippel 1987). In Tabelle 27 sind beispielhaft die phänologischen Daten für die Koloniebesetzung, Eiablage und Jungenaufzucht für die Saison 1984/85 aufgeführt. Neben den jährlichen Unterschieden ist zu erwähnen, dass auch innerhalb der Kolonien in Abhängigkeit von der Schneesituation insbesondere bei Eselspinguinen große Unterschiede beim Zeitpunkt der Eiablage innerhalb einer Brutsaison bestehen können.

Tabelle 27: Beispiel für die Brutphänologie der Pygoscelis-Arten auf Ardley Island im Sommer 1984/85

	Adéliep. (<i>P. adeliae</i>)	Eselsp. (<i>P. papua</i>)	Zügelp. (<i>P. antarctica</i>)
erste Rückkehrer	17./28.9.	15.8.	27.10.
Kolonie besetzt	11.10.	17.10.	11.11.
erste gefundene Eier	29.10.	25.10.	15.11.
50%Gelege vollständig	5.11.	15.11.	23.11.
100%Gelege vollständig	11.11.	23.11.	Anfang Dez.
erste gefundene Junge	3.12.	Anfang Dez.	21.12.
50%Junge geschlüpft	10.12.	15.12.	27.12.
100%Junge geschlüpft	16.12.	Ende Dez.	Mitte Jan.
Kindergarten	3.1.	Anfang Febr.	20.1.
erste flügge Junge	20.1.	Ende Febr.	13.2.
100%flügge Junge	Anfang/Mitte Febr.	17.2.	Ende Febr.
letzter Altvogel in Kolonie	17.2.	-	-
Mauserbeginn Altvogel	18.1.	Anfang Febr.	1.2.
Junge haben Ardley verlassen	Anfang/Mitte Febr.	Ende Febr.	Mitte März

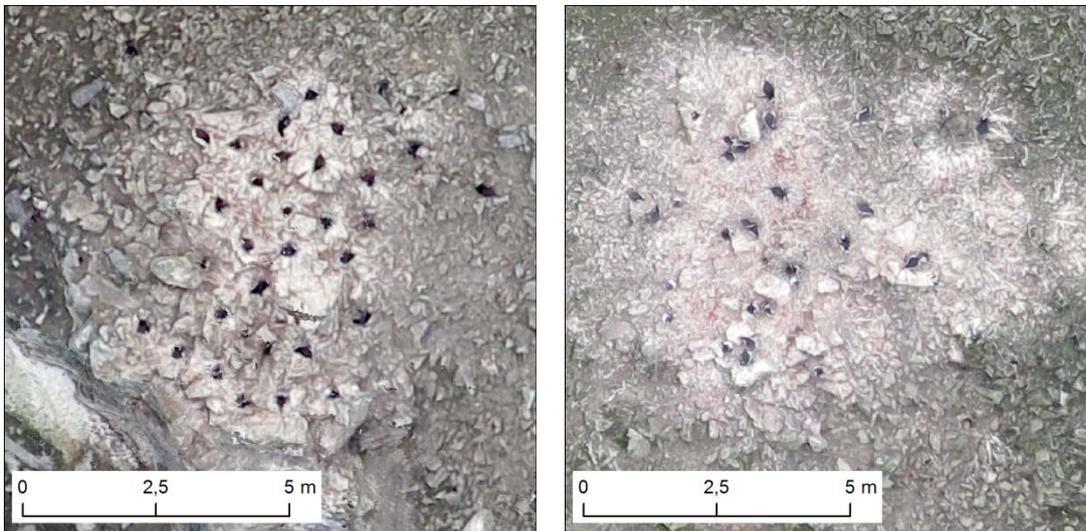
Peter et al. 1988

Die Inkubationszeiten der Arten unterscheiden sich kaum: Adéliepinguine 33 bis 43 Tage (Trathan & Ballard 2013), Zügelpinguine 31 bis 39 Tage und Eselspinguine ca. 35 Tage (Shirihai et al. 2002). Adéliepinguine werden „flügge“ nach 41 bis 64 Tagen; als hochantarktische Art ist damit die Jungenaufzuchtperiode am kürzesten, gefolgt den Zügelpinguinen mit 48 bis 59 Tagen. Die längste Nestlingszeit weisen die Eselspinguine auf, die erst nach 62 bis 82 Tagen, im weiter nördlichen Verbreitungsgebiet sogar erst nach 85 bis 117 Tagen flügge werden (Shirihai et al. 2002).

Vor allem die große zeitliche Differenz von Adélie- und Eselspinguinen zu den Zügelpinguinen kann eine Artunterscheidung erlauben, wenn der Aufnahmezeitpunkt günstig ist. So liegt der Unterschied z. B. zwischen 50 % geschlüpfte Junge bei Eselspinguinen und Zügelpinguinen bei fast zwei Wochen (Tabelle 27). Da die Jungen auch im UAV-Bild gut erkennbar sind, wäre dies ein mögliches Unterscheidungsmerkmal.

Dieser Ansatzpunkt wurde anhand des Orthophotomosaiks der UAV-Befliegung von Narebski Point am 03.01.2014 getestet. So gelang es nur mit dem Orthophotomosaik alle 15 Zügelpinguinnestgruppen von den 80 Eselspinguinnestgruppen sicher zu unterscheiden. Die Unterscheidung beruhte allein darauf, dass in den Zügelpinguinnestgruppen die Adulten noch brüten, es also eine feste Neststruktur gibt und im Gegensatz dazu in den Nestgruppen der Eselspinguine die Küken schon geschlüpft sind, wobei sich bereits die Neststruktur beginnt aufzulösen (Abbildung 58). Die Validierung erfolgte anhand der Kartierdaten des KOPRI aus der gleichen Saison.

Abbildung 58: Gegenüberstellung einer Zügelpinguinnestgruppe (links) mit noch brütenden Adulten und einer Eselspinguinnestgruppe (rechts), in der die Küken schon geschlüpft sind und die Nester teilweise verlassen haben (UAV-Orthophotomosaik mit 1,5 cm Auflösung von Narebski Point, 03.01.2014)

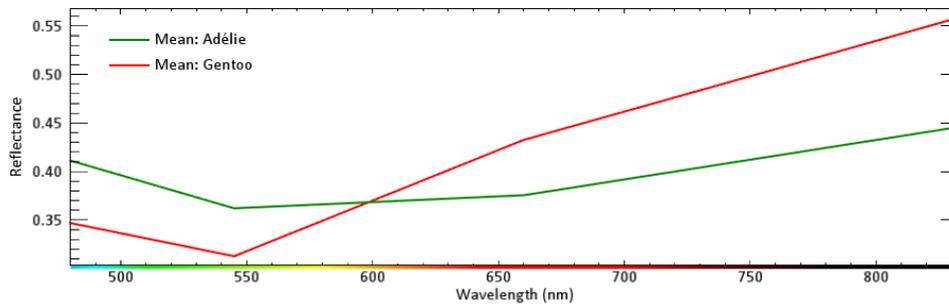


9.3 Guanofarbe aus Satellitenaufnahmen

Bereits in Kapitel 8 wurde festgestellt, dass am Anfang der Saison Farbunterschiede zwischen dem Guano der Adélie- und der Eselspinguine auftreten können. Diese Untersuchung fand allerdings nur an wenigen kleinräumigen Teststellen statt. Im Folgenden soll untersucht werden, ob dieser Unterschied auch in der Fläche vorkommt und ob er eine flächenhafte Artunterscheidung erlaubt.

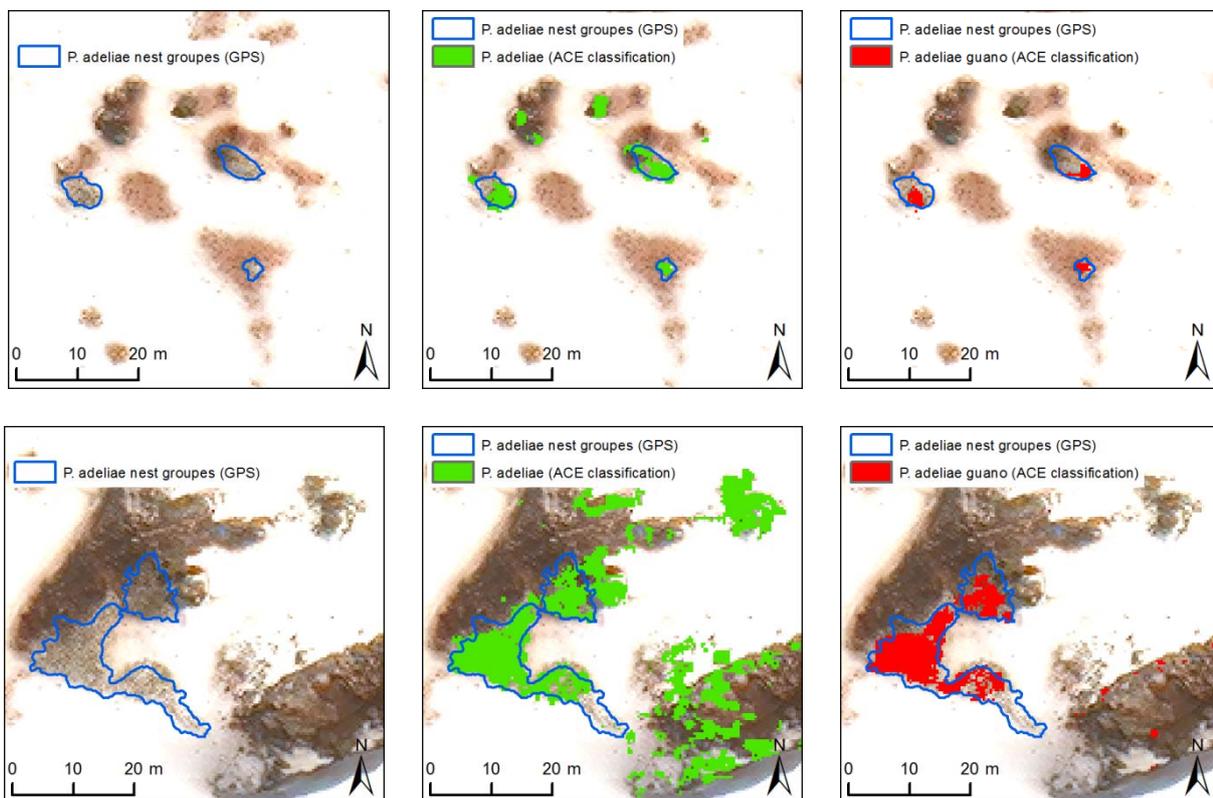
Anhand einer Worldview 3-Aufnahme vom 11.11.2014 von Ardley Island wurde untersucht, ob sich Adélie- von Eselspinguinnestgruppen allein aufgrund der Guanosignatur unterscheiden und detektieren lassen. Dazu wurden mit Hilfe der per GPS kartierten Nestgruppen beider Arten die Nester identifiziert und deren durchschnittliche spektrale Signatur erhoben. Aus Abbildung 59 wird ersichtlich, dass der Adéliepinguinguano eine höhere Reflexion im grünen Spektralbereich aufweist. Auch visuell ließen sich beide Guanoarten anhand des deutlichen Grüntichs des Adéliepinguinguanos im Vergleich zum orangen Eselspinguinguano voneinander unterscheiden. Dies war auch dann möglich, wenn sich innerhalb einer großen Eselspinguinnestgruppe nur ein kleinerer Bereich mit Adéliepinguinen befand. Dieses Phänomen war aber nur in der Aufnahme vom 11.11.14 sichtbar. In der Aufnahme vom 30.11.2014 unterschied sich der Guano nicht mehr.

Abbildung 59: Vergleich der durchschnittlichen spektralen Signatur des Adélie- und Eselspinguingunaos, aus einer 6 Kanal Worldview 3-Aufnahme vom 11.11.2014 von Ardley Island mit der die ACE- und SAM-Klassifizierung durchgeführt wurde



Um zu überprüfen, ob der spektrale Unterschied beider Guanoarten auch klassifizierbar ist, wurde mit der SAM-, ACE- und ML-Klassifizierung getestet (Abbildung 60). Nach einer optischen Auswertung der Ergebnisse stellte sich heraus, dass es nur bei der ACE-Klassifizierung möglich ist (bei einem Schwellwert > 0,85) nur den Guano von Adéliepinguinen (*P. adeliae*) zu detektieren ohne größere Fehlklassifizierungen mit Guano von Eselspinguinen (*P. papua*). Diese Unterscheidung gelang aber nur, wenn statt der Standard 4-Kanal Satellitenaufnahme (RGB und NIR) noch die Kanäle Gelb und Red-Edge mit verwendet wurden, also insgesamt 6-Kanäle.

Abbildung 60: Adéliepinguinestgruppen (*P. adeliae*) auf Ardley Island inmitten von Eselspinguinestgruppen (*P. papua*) am 11.11.2014 im Vergleich mit der GPS-Kartierung (links) und 4-Kanal- (mitte) und 6-Kanal Worldview 3-Aufnahme (rechts) für zwei Standorte



Satellitenaufnahme ©DigitalGlobe

10 Automatisierung der satellitengestützten Detektion von Pinguinkolonien

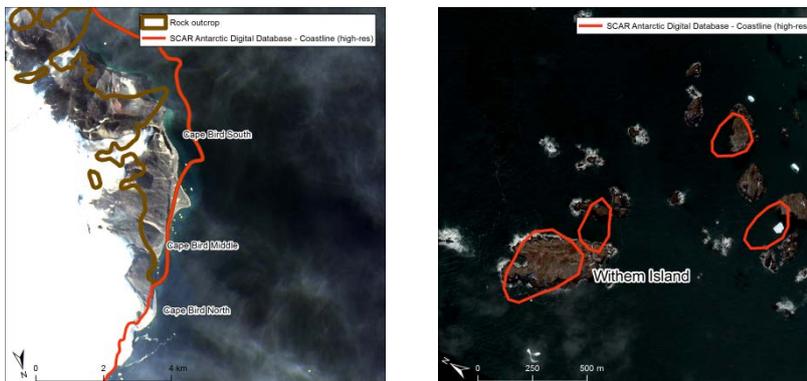
Seit der Studie von Mustafa et al. (2013), der die theoretische Möglichkeit einer automatisierten Auswertung von Satellitenaufnahmen zum Pinguin-Monitoring weitgehend bestätigte, sind weitere Forschungen zu dieser Problematik durchgeführt worden (vgl. Lynch & LaRue 2014, Lynch & Schwaller 2014, Schwaller et al. 2013b). So wurden bereits verschiedene Methoden entwickelt und angewendet, die ein Monitoring von felsbrütenden Pinguinarten in der gesamten Antarktis erlauben (siehe auch nachfolgende Kapitel 10.2 bis 10.4).

10.1 Datenvorprozessierung von Landsataufnahmen für die automatisierte Auswertung

Ein wichtiger Schritt bei einer vollautomatischen Detektion von Guano von großen Gebieten, wie der antarktischen Küste, ist die räumliche und zeitliche Bildauswahl.

Um die räumliche Auswahl zu optimieren, also um so wenig Aufnahmen wie nötig beschaffen und bearbeiten zu müssen, könnten anstatt der gesamten Küste nur die Aufnahmen ausgewählt werden, die Gebiete abdecken in denen die untersuchten Pinguinarten auch wirklich vorkommen. Speziell für die *Pygoscelis*-Arten sind das nur die eisfreien Landflächen. Glücklicherweise existiert bereits ein frei verfügbarer Datensatz für alle antarktischen eisfreien Landgebiete (rock outcrop), der von der SCAR Antarctic Digital Database (ADD) bereitgestellt wird. Da es aber auch küstenferne eisfreie Landgebiete gibt, die nicht von den Pinguinen erreicht werden können, kann die Auswahl weiter auf nur küstennahe Gebiete (z. B. 10 km) eingeschränkt werden, dafür eignet sich ein Küstenlinien-Layer, der ebenfalls von der SCAR Antarctic Digital Database bereitgestellt wird. Werden jetzt nur Landsat-Szenen beschafft, die küstennahe eisfreie Gebiete abdecken, so sind für die komplette Antarktis (einschließlich der antarktischen Inseln) ca. 75 Aufnahmen notwendig (mehr als 250 wären zur Abdeckung der gesamten Küste nötig). Problematisch ist diese Einschränkung auf nur eisfreie Gebiete aber dann, wenn die zu Grunde liegenden Daten nicht genau sind, bzw. sich neue zuvor unbekannte eisfreie Landgebiete (z. B. im Zuge des Gletscherrückgangs) auftun. So wurde bei den ADD-Daten für die eisfreien Landgebiete (rock outcrop) und der Küstenlinie ein relativ großer und variabler Versatz zu den Landsat-Aufnahmen oder den hochaufgelösten Aufnahmen von DigitalGlobe festgestellt. So weichen beide Datensätze bis zu 1 km von der in den Satellitendaten erkennbaren Küstenlinie bzw. den eisfreien Landgebieten ab (Abbildung 61). Der Versatz ist dabei sehr variabel und in sich nicht konsistent, so liegt für Ardley Island beispielsweise keine Abweichung vor, während er bei Cape Bird 1 km beträgt.

Abbildung 61: Versatz der Küste vom SCAR Antarctic Digital Database zu einer Landsat 8-Aufnahme (01.02.2016) von Cape Bird (links) und zu einer Geoeeye-Aufnahme (12.02.2016) von Withem Island (rechts)



Küstenlayer SCAR Antarctic Digital Database, Bild links NASA/USGS, Bild rechts ©DigitalGlobe

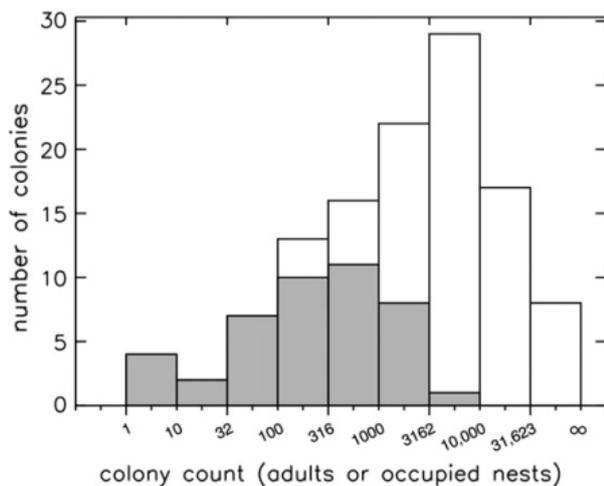
Auch die zeitliche Auswahl der Satellitenbilder einer Saison kann optimiert werden. Sind die Gebiete, in denen Pinguinkolonien vorkommen können, mit Wolken oder Schnee bedeckt, sind mögliche Pinguinkolonien nicht detektierbar. Auch können Wolken zu starken Fehlklassifizierungen führen. Eine Wolken-Kennzeichnung in den Daten ist daher von großem Vorteil für die weitere Bearbeitung. Eine Möglichkeit, um die Wolkenbedeckung über den eisfreien Landgebieten zu überprüfen bzw. eisfreie Landgebiete zu detektieren, stellt eine von Burton-Johnson et al. (2016) für Landsat 8 entwickelte vollautomatische Methode dar. Diese Methode arbeitet mit verschiedenen Schwellwerten und Indizes der Landsat 8-OLI- und -TIRS-Daten. Auch werden externe Daten für die Küstenlinie verwendet, die nicht aus dem Bild selbst stammen und in einigen Gebieten einen deutlichen Versatz zu den Landsat 8-Aufnahmen haben (siehe Abbildung 61). Dies führt u. a. dazu, dass Cape Bird mit den ADD-Daten nicht detektiert werden kann, weil es außerhalb der in den Daten vergebenen Küstenlinie liegt. Auch einige kleine Inseln z. B. bei Withem Island können nicht überprüft werden, da diese nicht in den ADD-Daten erfasst sind.

10.2 Automatische Detektion von Adéliepinguinkolonien der kontinentalen Antarktis mit Landsat 7

Schwaller et al. (2013b) verwendeten automatisierte Klassifizierungen zur Detektion von Adéliepinguinkolonien mit Landsat 7-Aufnahmen für die gesamte kontinentale Antarktis. Dazu wurde ein mehrstufiges Verfahren entwickelt, welches automatisch guanobedeckte Gebiete, in verschiedenen Aufnahmen, identifizieren kann. In den ersten Stufen werden die Aufnahmen in Bodenreflexionswerte umgerechnet und die durch Relief hervorgerufenen Helligkeitsveränderungen herausgerechnet. Danach wurde der Guano in den so vorbereiteten Aufnahmen mit Hilfe einer eigens entwickelten Methode (siehe Schwaller et al. 2013b) u.a. mit Hilfe von Trainingsgebieten klassifiziert. Angewandt wurde die Methode an 195 überwiegend wolkenfreien Landsat 7-Aufnahmen mit 30 m Bodenauflösung, die zwischen 1999 bis 2003 so nah wie möglich am Südsommer aufgenommen wurden. Die Antarktische Halbinsel wurde dabei nicht betrachtet, da dort auch andere *Pygoscelis*-Arten brüten, die nicht mit den vorhandenen Methoden voneinander unterschieden werden können (Schwaller et al. 2013b).

Die Genauigkeit der Methode wurde anhand von 119 Kolonien aus der Ostantarktis bestimmt, indem die dort von Southwell & Emmerson (2013) gefundenen Kolonien mit denen von Schwaller et al. (2013b) verglichen wurden. Abbildung 62 zeigt, dass die Wahrscheinlichkeit, eine Kolonie zu detektieren, sehr stark von deren Nestanzahl abhängt. So konnte von Schwaller et al. (2013b) beispielsweise eine Kolonie mit einer Population von 100 - 315 Brutpaaren nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 23 % detektiert werden, während die Wahrscheinlichkeit bei Kolonien mit 3.162 – 9.999 Brutpaaren schon bei 97 % lag.

Abbildung 62: Populationsgröße von 119 Adéliepinguinkolonien. Weiße Balken zeigen die detektierten Kolonien und graue die nicht detektierten durch Schwaller et al. (2013b)



Schwaller et al. 2013b

Im Ergebnis wurden 9.143 Pixel detektiert, die wahrscheinlich zu Kolonien von *P. adeliae* gehören, was einer Gesamtfläche von 82.287 km² entspricht. Diese 9143 Pixel verteilen sich auf 187 verschiedene Kolonien, deren Größe zwischen 900 m² (1 Pixel) und 0,7875 km² (875 Pixel) liegen. Von sechs dieser Kolonien, mit einer Gesamtfläche von 0,22 km² wird angenommen, dass diese vorher unbekannt waren. Ebenfalls wurde eine starke Korrelation zwischen gemessener Koloniefläche und den Brutpaaren festgestellt (Schwaller et al. 2013b). Wird angenommen, dass die Anzahl der Brutpaare in den neu gefundenen Kolonien aufgrund der starken Korrelation genauso groß ist wie die ebenso große Kolonie von Cape Hallet (235 Pixel; 0,21 km²), kommt man auf eine Brutpaarzahl von, je nach Autor, 56.153 Brutpaaren (Woehler & Croxall 1997) oder 43.942 Brutpaaren (Ainley 2002). Ebenfalls wurden die Daten der detektierten Kolonien auf dem Datenrepositorium PANGEA veröffentlicht (Schwaller et al. 2013a).

10.3 Automatische Detektion von Adéliepinguinkolonien der ganzen Antarktis mit Landsat 7

Mit dem gleichen Algorithmus wie bei Schwaller et al. (2013b) wurden auch bei Lynch & Schwaller (2014) Adéliepinguinkolonien automatisch detektiert, mit dem Unterschied, dass auch die Antarktische Halbinsel mit untersucht wurde. Als Datengrundlage dienten auch hier Landsat 7-Aufnahmen von 1999-2003. Um auch die Antarktische Halbinsel in die Untersuchung mit einbeziehen zu können, wurden im Vergleich zur Studie von Schwaller et al. (2013b) zwei verschiedene Referenzdatensätze verwendet, aus welchen sich die nötigen

Parameter für die Klassifikation des Guanos ableiten. Ein Datensatz besteht dabei aus den Trainingsgebieten des antarktischen Festlands und einer setzt sich aus den Trainingsgebieten der Antarktischen Halbinsel zusammen. Dies hatte den Vorteil, dass jede Region mit speziell angepassten Klassifikationsparametern untersucht werden konnte.

Allerdings wurde die Klassifikation auf der Antarktischen Halbinsel u. a. durch den Guano anderer Pinguinarten und Seevögel erschwert. Ebenso problematisch ist, dass auf der Antarktischen Halbinsel sehr viel mehr kleinere Kolonien existieren, die mittels Landsat nur schlecht detektiert werden können (Lynch & Schwaller 2014).

Im Ergebnis wurden allein auf der Antarktischen Halbinsel 143 Gebiete als Adéliepinguinkolonien klassifiziert. Unter diesen sind 17 bisher unbekannte Brutgebiete mit insgesamt 495 Pixeln (das entspricht geschätzten 229.129 Brutpaaren).

10.4 Manuelle Detektion und Abundanzbestimmung von Adéliepinguinkolonien mit hochaufgelösten Satellitendaten

Der erste globale Zensus von Adéliepinguinen wurde von Lynch & LaRue (2014) durchgeführt. Dieser basiert zwar nicht auf einer automatischen Auswertung von Satellitenbildern unter Einbeziehung aktuelle Bodenzählraten, sondern auf einer manuellen Interpretation. Gleichzeitig zeigt er aber, dass auch eine manuelle Interpretation von vielen hochaufgelösten Satellitenbildern möglich ist. Ein Nachteil des Einsatzes von kommerziellen und hochaufgelösten Satellitenaufnahmen für große Areale sind die hohen Anschaffungskosten.

Im Ergebnis der Untersuchung wird die globale Adéliepinguinpopulation auf 3,79 Mio. Brutpaare in 251 Kolonien geschätzt. Davon brüten ca. 21 % auf der Antarktischen Halbinsel. Es wurde von 41 Kolonien erstmalig die Brutpaarzahl bestimmt, inklusive der 17 Kolonien, die vorher gänzlich unbekannt waren (Lynch & LaRue 2014).

10.5 Zusammenfassung

Für mittelaufgelöste Aufnahmen (Landsat) wurden bereits Methoden entwickelt und erfolgreich angewandt, mit denen guanobedeckte Gebiete in der gesamten Antarktis automatisch detektiert werden können (Schwaller et al. 2013b, Lynch & Schwaller 2014). Ebenfalls existiert eine für die Vorprozessierung wichtige Methode, mit der sich Wolken bzw. eisfreie Landgebiete in der Antarktis automatisch finden lassen (Burton-Johnson et al. 2016). Eine Methode mit der Guano automatisch in einer großen Anzahl von hochauflösenden Satellitendaten von unterschiedlichsten Gebieten detektiert werden kann, existiert bislang noch nicht. Hier besteht auch noch Forschungsbedarf, weshalb diese Thematik u.a. in Kap. 6 untersucht wurde.

11 Untersuchung intrasaisonaler Variationen in der Kolonieausdehnung und -besetzung und deren Detektierbarkeit

Viele Küstengebiete der Antarktis sind von häufig bewölkt. Dies gilt in besonderem Maße für die Südshetlandinseln. Daher ist es nur selten möglich, das Arbeitsgebiet zum gewünschten Zeitpunkt durch optische Satellitenaufnahmen abzubilden. Auch andere Monitoringmethoden können aus logistischen oder witterungsbedingten Gründen oftmals nicht zu optimalen Zeitpunkten eingesetzt werden. Ein detaillierteres Wissen zur intrasaisonalen Variabilität verschiedener Mess- und Zielparameter könnte die Aussagekraft und Übertragbarkeit von Daten erhöhen, die zu nicht-optimalen Zeitpunkten erhoben wurden. Hierfür wurde die Pinguinkolonie Ardley Island bzw. ein Teilgebiet davon in der Saison 2014/15 mit verschiedenen Methoden am Boden und aus der Luft untersucht. Einen Überblick über die Untersuchungszeitpunkte der einzelnen Methoden zeigten Abbildung 63 für die Saison 2014/15 und Abbildung 64 für die Saison 2015/16. Anschließend werden je nach Aufnahmemethode die Brutpaaranzahl, die Nestgruppenfläche oder phänologische Kriterien untersucht und letztlich die jeweiligen Ergebnisse miteinander verglichen.

Abbildung 63: Überblick über die Aufnahmezeitpunkte der Satellitenbilddaten sowie Untersuchungszeitpunkte der einzelnen Methoden für die intrasaisonalen Arbeiten an der Kolonie Ardley Island in der Saison 2014/15

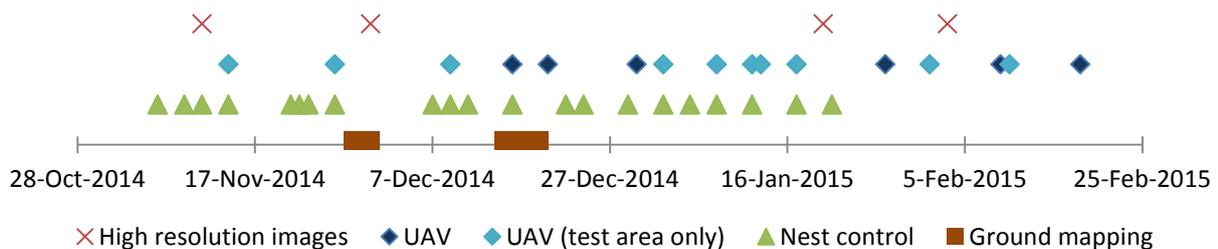
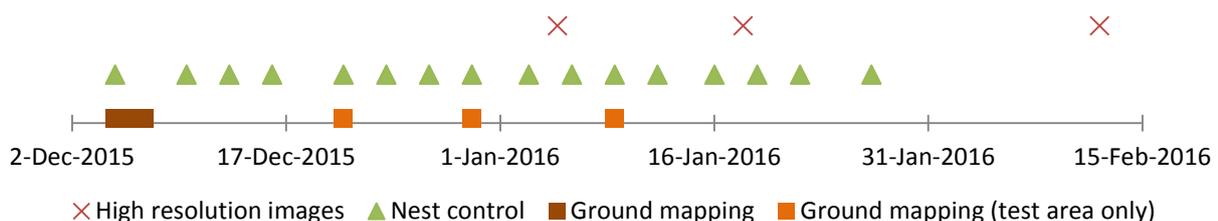


Abbildung 64: Überblick über die Aufnahmezeitpunkte der Satellitenbilddaten sowie Untersuchungszeitpunkte der einzelnen Methoden für die intrasaisonalen Arbeiten an der Kolonie Ardley Island in der Saison 2015/16



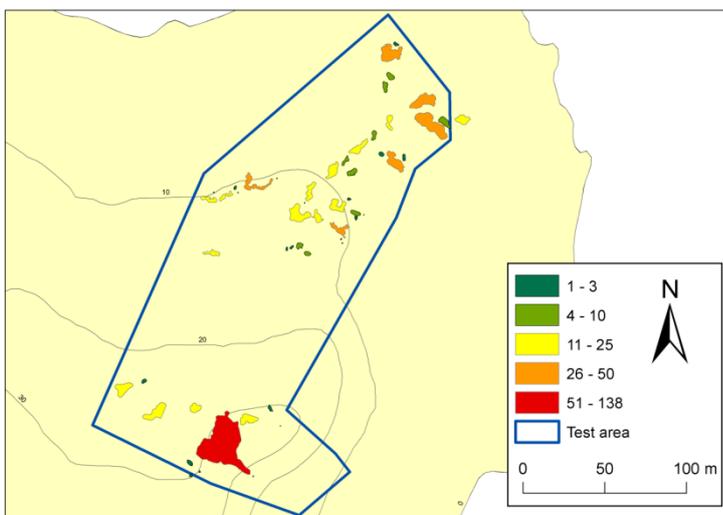
11.1 GPS-basierte Teilkartierung auf Ardley Island

Während der Saison 2014/15 wurden zur Untersuchung der intrasaisonalen Veränderungen zwei komplette GPS-basierte Kartierungen der Pinguinkolonie auf Ardley Island durchgeführt (siehe Kap. 7.2). Diese Methode ist zwar sehr genau um die Brutpaarzahlen einer Kolonie zu erfassen, jedoch auch sehr zeit- und arbeitsaufwendig sowie vergleichsweise störungsintensiv. So benötigen für die vollständige Erfassung der Kolonie Ardley Island 2 – 3 Personen ca. drei Tage. Die beiden Kartierungen in einem Abstand von 2 – 3 Wochen zeigen aber deutlich, dass die Wahl des Kartierzeitpunktes einen deutlichen Einfluss auf das Ergebnis hat. Zwischen

beiden Kartierungen nahm die Zahl der kartierten Brutpaare für Eselspinguine um 7,7 % ab, während die Zahl der Adéliepinguine um 38,8 % zunahm. Grund hierfür ist die unterschiedliche zeitliche Abfolge während der Brut.

Um den saisonalen Verlauf zeitlich höher auflösen zu können, wurde in der Saison 2015/16 die aktiven Nestgruppen eines Teilgebietes von Ardley Island ca. alle 10 Tage mit GPS am Boden kartiert (insgesamt drei Mal). Zusammen mit der Vollkartierung stehen demnach Kartierdaten von vier Zeitpunkten (zwischen 07.12.2015 und 09.01.2016) zur Verfügung. Ziel war es, Informationen über räumliche Dynamiken in der Besetzung von Nestern innerhalb einer Brutsaison zu erhalten, sowie die Veränderung der Nestgruppenflächen zu protokollieren.

Abbildung 65: Verteilung der Eselspinguine am 07.12.2015. Nestgruppen sind farblich nach Anzahl der Brutpaare unterteilt



Das Testgebiet wurde so gewählt, dass möglichst die topographische Vielfalt der gesamten Kolonie wiedergespiegelt wird. Insgesamt wurden in diesem Gebiet 41 Nestgruppen mit insgesamt 678 Nestern von Eselspinguinen erfasst (Zeitpunkt 07.12.2015). Die Nestgruppen wurden nach Anzahl der Nester in fünf Größenklassen unterteilt (siehe Abbildung 65). Über die 4 Kartierungen konnte nun die Entwicklung der Zahl der Nester verfolgt werden. Zudem wurden die Daten mit denen der Nestkontrolle verglichen.

Tabelle 28: Entwicklung der Nestgruppen von Eselspinguinen im Bereich der Testzone für die Saison 2015/16

Anzahl Nester	Anzahl Nestgruppen	07.12.2015	21.12.2015	30.12.2015	09.01.2016
1 - 3	13	29	23	22	21
4 - 10	12	81	67	68	65
11 - 25	9	179	166	169	168
26 - 50	6	231	207	219	182
> 50	1	158	128	135	91
Σ	41	678	591	613	527

Insgesamt zeigt sich jedoch, dass die Größe der Nestgruppenflächen über den Untersuchungszeitraum weitestgehend konstant geblieben ist. Im Gegenzug nahmen jedoch die Anzahl der Nester und somit auch die Dichte der Gruppen merklich ab (insgesamt um 22

%). Am deutlichsten sind die Nestgruppen mit 1-10 Nestern vom Rückgang betroffen (siehe Tabelle 28). Eine mögliche Ursache könnte sein, dass diese meist separiert von größeren Gruppen liegen und so einem größeren Prädatorendruck ausgesetzt sind.

In den mittelgroßen Gruppen mit 11-25 Nestern wurden die wenigsten Nester aufgegeben. Bei den Gruppen, die aus 11-50 Nestern bestehen, wurde wieder eine größere Verlustrate festgestellt, die jedoch kleiner ist als die der kleinen Gruppen.

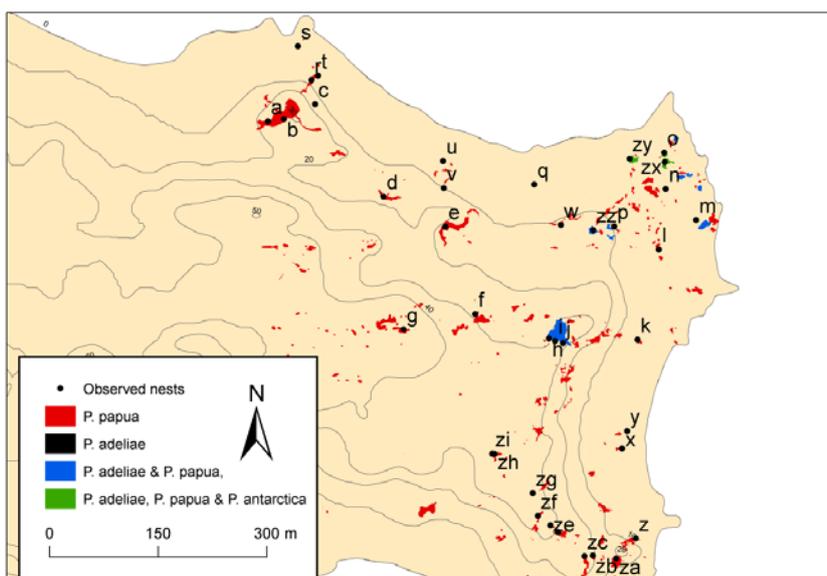
Diese Ergebnisse wurden auch durch die Nestkontrollen (siehe Kap. 11.2) bis auf eine Ausnahme bestätigt. So wurden nur in Gruppen mit einer Nestanzahl von über 50 Nestern deutliche Unterschiede zwischen den Teilkartierungen und den Nestkontrollen festgestellt. Bei der Nestkontrolle wurden kaum aufgegebenen Nester, bei der Teilkartierung aber relativ viele verlassenen Nester gezählt. Eine Erklärung dafür könnte die geringe Stichprobengröße bei der Teilkartierung sein, da dort nur eine Nestgruppe mit über 50 Nestern erfasst wurde.

11.2 Brutphänologie der Pinguine auf Ardley Island

11.2.1 Methode

Während der Saison 2014/15 und der Saison 2015/16 wurde auf Ardley Island das Brutverhalten von Esels- und Adéliepinguinen ausführlich untersucht. Ziel war es, einen Überblick über den zeitlichen Verlauf der Brut und deren Erfolg zu erlangen. Außerdem wurden Zeitpunkte von markanten Brutereignissen ermittelt (z. B. Peak of Egg-laying und Peak of Hatching). In der Saison 2014/15 wurden insgesamt 103 Eselpinguinnester und 22 Adéliepinguinnester über einen Zeitraum von 87 Tagen (27.10.2014 - 21.01.2015) beobachtet. In der Saison 2015/16 waren es hingegen 109 Eselpinguinnester und 40 Adéliepinguinnester über einen Zeitraum von 54 Tagen (05.12.2015 - 27.01.2016). Um einen Vergleich der Daten beider Saisons zu gewährleisten, wurde in beiden Saisons dieselben Nestgruppen betrachtet und eine Datenaufnahme in Abständen von drei Tagen angestrebt.

Abbildung 66: Verteilung der Nester auf Ardley Island, die zur Erfassung des Brutverlaufs regelmäßig kontrolliert wurden



Bei der Auswahl der Nester wurde darauf geachtet, dass möglichst alle in der Kolonie vorhandenen Standorteigenschaften repräsentativ abdeckt wurden (z. B. Entfernung zur Küste,

Höhenlage, Größe der Nestgruppe; siehe Abbildung 66). Die Nestgruppen wurden durch markante Steine markiert, die in den meisten Fällen in der darauffolgenden Saison noch vorhanden waren. Außerdem wurden die Koordinaten mit Hilfe von GPS-Geräten aufgenommen.

In beiden Saisons wurden die Nester mit den gleichen Kriterien untersucht und die Daten ausgewertet. Dabei wurden die Nester unterteilt in a) Nester, in denen mindestens ein Ei vorhanden ist, in b) Nester mit mindestens einem Küken und c) verlassene Nester. Als Verlassen gelten leere Nester, die zum Zeitpunkt der Begehung von keinem Brutvogel besetzt waren, jedoch in der jeweiligen Saison zuvor bereits besetzt gewesen sind.

11.2.2 Ergebnisse

In Tabelle 29 wurden alle relevanten Parameter der beiden Saisons zusammengefasst. Für die Saison 2015/16 konnte der Peak of Egg-laying aufgrund der relativ späten Anreise aber nicht berechnet werden. In der Literatur wurden verschiedene und in mehreren Fällen auch ungenaue Angaben zur Ermittlung dieses Zeitpunktes gefunden. Beim CCAMLR Ecosystem Monitoring Programm (CEMP) werden kaum genauen Angaben zur Berechnung gemacht, nur dass mittlere Daten von Brutevents verwendet werden sollen (CCAMLR 2004). In dieser Studie wird die Definition des Peak of Egg-laying von Müller-Schwarze (1984) und Lynch et al. (2009) verwendet, nach der der Peak of Egg-laying der Zeitpunkt ist, an dem 50 % der kontrollierten Brutpaare mindestens ein Ei gelegt haben.

Der Parameter oder Kennwert in der Auswertung der Brutchronologie ist der Peak of Hatching, der ebenfalls in der Literatur nur bedingt definiert wird. In dieser Studie wurde er daher so ausgelegt, dass zunächst die maximal Anzahl der Nester mit Ei ermittelt und dann das Datum festgestellt wurde, an dem in 50 % von diesen Nestern ein Küken geschlüpft war.

Tabelle 29: Durch die Nestkontrolle ermittelte Parameter der Saison 2014/15 und 2015/16 für Esels- (*P. papua*) und Adéliepinguine (*P. adeliae*)

Parameter	Saison 2014/15		Saison 2015/16	
	Eselsp.	Adéliep.	Eselsp.	Adéliep.
Nester	103	22	109	40
Küken	81	9	114	33
Max. Anzahl Nester mit Eiern	92	19	106	19
Peak of Egg-laying	14.-21. Nov	06.-09. Nov	-	-
Max. Anzahl Nester mit Küken	92	5	78	16
Peak of Hatching	16.-22. Dez	-	16.- 21. Dez	10.- 13. Dez

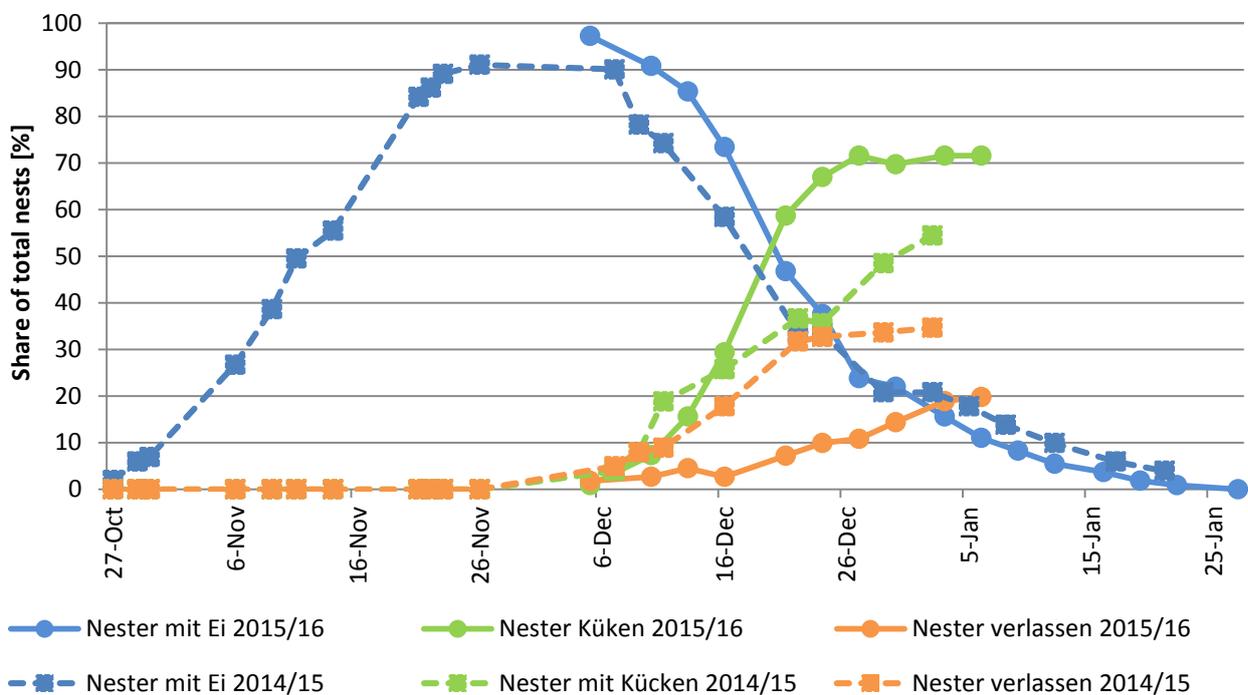
11.2.2.1 Eselspinguine

In Abbildung 67 sind die Ergebnisse der Saison 2014/15 und 2015/16 zusammengefasst. Ab dem 05.01.2015 konnten keine weiteren Daten über die Nester mit Küken und die gesamte Anzahl an Küken erhoben werden, da sich zu diesem Zeitpunkt die ersten Küken zu Kindergärten zusammenfanden und somit eine Zuordnung zu den Kontrollnestern nicht mehr möglich war. Im Gegensatz zur Saison 2014/15 konnte aufgrund einer relativ späten Anreise ins Untersuchungsgebiet mit der Nestkontrolle erst am 5. Dezember begonnen werden. Somit

kann keine Aussage über den Verlauf des ersten Teils der Brutzeit getroffen werden. Dies betrifft vor allem den Verlauf der Eiablage und den damit verbundenen Peak of Egg-laying.

Bei der Betrachtung der Datenreihen in Abbildung 67 ist zu beachten, dass die Anzahl der Nester mit Ei nicht im gleichen Maße abnimmt wie die Summe aus Nestern mit Küken und verlassenen Nestern zunimmt. Der Grund dafür ist, dass sich in einigen Nestern, in denen bereits ein Küken geschlüpft war, ein weiteres Ei im Nest angetroffen wurde. Diese Nester wurden somit nicht aus der Kategorie „Nester mit Ei“ entfernt. Als „verlassen“ gelten alle Nester, die nicht mehr von Adulten besetzt waren. Hingegen zählen Nester, in denen sich weder Eier noch Küken befanden, jedoch noch von Adulten besetzt waren, nicht in diese Kategorie.

Abbildung 67: Brutverlauf von Eselspinguinen auf Ardley Island in den Saisons 2014/15 und 2015/16. Die Y-Achse beschreibt den prozentualen Anteil an der Gesamtzahl der kontrollierten Nester



Beim Vergleich der Brutentwicklung von Eselspinguinen in beiden Saisons (Abbildung 67), ist gut zu erkennen, wie in der Saison 2014/15 bis zum 28.11. die Zahl der Nester mit Ei kontinuierlich ansteigt (das Plateau zwischen dem 26.11. und 07.12.2014 kommt durch das Fehlen von Daten zustande). Deutlich wird, dass in beiden Saisons ab Anfang Dezember die Anzahl der Nester mit Ei zurückgeht. Im Gegenzug steigt die Zahl der Nester mit Küken und die Zahl der verlassenen Nester in beiden Saisons ab diesen Zeitpunkt an. Die Anzahl der Nester mit Ei fällt in beiden Saisons sehr ähnlich ab und erreicht gegen den 22. Januar annähernd Null.

In beiden Jahren beginnt um den 5. Dezember die Phase des Schlüpfens der Küken. In der Saison 2015/15 steigt die Anzahl bis zum 27.12.2015 massiv an. In der darauffolgenden Saison ist der Anstieg nicht ganz so stark, hält jedoch länger an. Dies lässt den Schluss zu, dass der Brutbeginn in der Saison 2014/15 sich über einen längeren Zeitraum hinzog als in der darauffolgenden Saison.

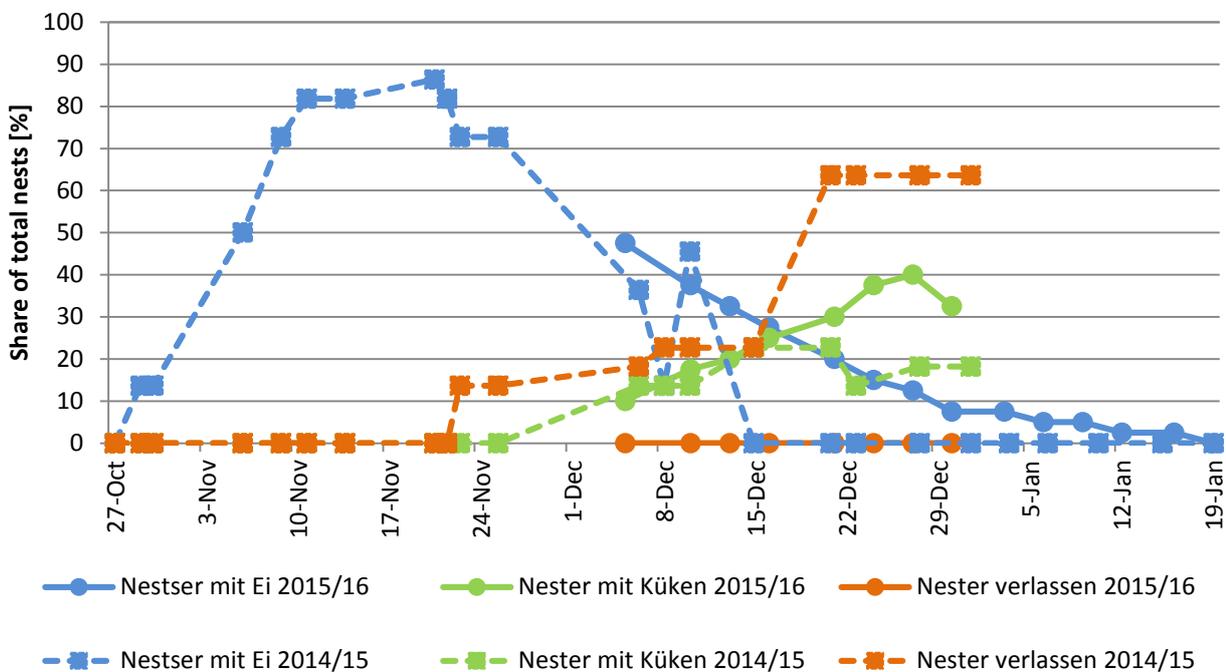
Die Zunahme der aufgegebenen Nester erfolgte in der Saison 2014/15 ab dem 11.12.2014, in der darauffolgenden Saison setzt der Anstieg fünf Tage später ein. Mögliche Gründe für diese Zunahme könnten in der erhöhten Mortalität der frisch geschlüpften Küken gerade in den ersten Tagen liegen. Zusätzlich wurden zunehmend Nester von Adulten aufgegeben, die keine Eier gelegt bzw. diese bereits verloren hatten.

11.2.2.2 Adéliepinguine

In der Saison 2014/15 war der Umfang der kontrollierten Adéliepinguinnester mit einer Gesamtzahl von 22 relativ gering. Bei einem so geringen Stichprobenumfang kommt es schon bei kleinen Fehlern in der Datenaufnahme zu großen Schwankungen in der Statistik. Ein Grund für mögliche Ungenauigkeiten in der Datenerhebung ist, dass sich Brutvögel nicht immer von ihren Nestern erheben und so vereinzelt eine genaue Erfassung des Vorhandenseins von Eiern bzw. Küken nur bedingt möglich ist. Dies wird vor allem deutlich bei der Entwicklung der Nester mit Ei zwischen dem 07.12.14 und 16.12.2014 (Abbildung 68). Daher ist auch der ermittelte Wert des Peak of Egg-laying dieser Saison mit Vorsicht zu betrachten. Der Peak of Hatching konnte aufgrund des geringen Stichprobenumfangs von nur fünf Nestern nicht ermittelt werden.

In der Saison 2014/15 kam es zwischen dem 18.11.2014 und 23.11.2014 zu besonders starken Schneefällen. Es konnte vor Ort beobachtet werden, wie in diesem Zeitraum vermehrt Nester von Adéliepinguinen aufgegeben wurden, da diese eingeschneit waren. In diesen Zeitraum fällt auch der Einbruch der Zahl von Nestern mit Ei und ein vergleichbarer Anstieg der Anzahl der „verlassenen Nester“.

Abbildung 68: Brutverlauf von Adéliepinguinen auf Ardley Island in der Saisons 2014/15 und 2015/2016. Die Y-Achse beschreibt den prozentualen Anteil an der Gesamtzahl der Nester



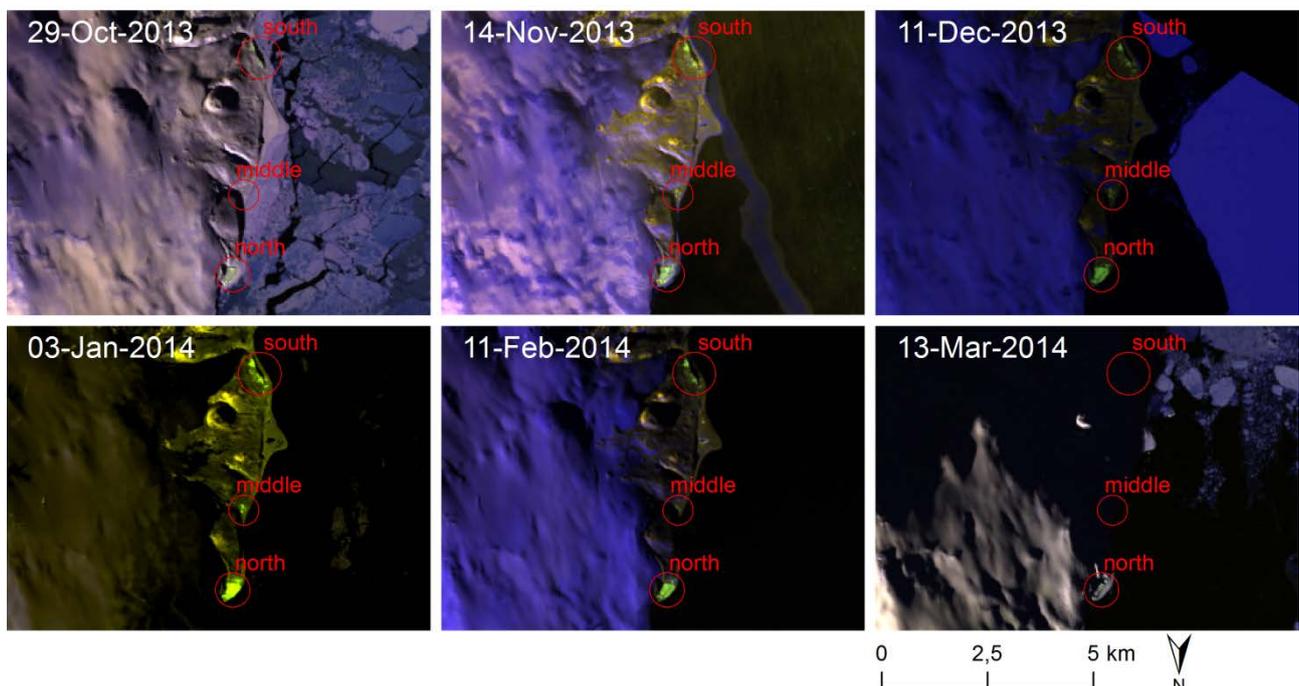
11.2.2.3 Der „optimale Zeitraum“

Der Vergleich der Brutchronologien von Esels- und Adéliepinguinen in den beiden Saisons betrifft nur einen begrenzten Zeitabschnitt und ist daher nicht repräsentativ. Es deutet sich jedoch an, dass der zeitliche Verlauf des Brutgeschehens insbesondere für Eselspinguine, aber ansatzweise auch für Adéliepinguine recht ähnlich ist. Wie stark der Verlauf des Brutgeschehens zwischen verschiedenen Saisons langfristig variiert, kann erst durch langjährige Beobachtungen ermittelt werden. Hierfür sollte jeweils ein Zeitraum von Mitte Oktober bis Ende Januar angesetzt werden. Die vorliegenden Daten legen nahe, dass der optimale Zeitpunkt zur Erfassung von Brutpaarzahlen im Bereich der Südshetlandinseln für Eselspinguine zwischen 25. November und 10. Dezember liegt. Für Adéliepinguine deutet sich ein optimaler Zeitraum zwischen 10. und 20. November an.

11.3 Landsat 8

Aufgrund der im Multispektralbereich mit 30 m relativ groben Bodenauflösung ist von den Untersuchungsgebieten nur die große und dichte Kolonie Cape Bird mit Landsat 8 sicher detektierbar. Um die intrasaisonale Variation mit Landsat 8 zu überprüfen, wurde versucht im monatlichen Abstand mindestens eine Aufnahme zu beschaffen (siehe Kap.5.2.2). Anschließend wurde die Guanofläche in den Aufnahmen manuell bestimmt und zum Vergleich automatisiert klassifiziert (Abbildung 69).

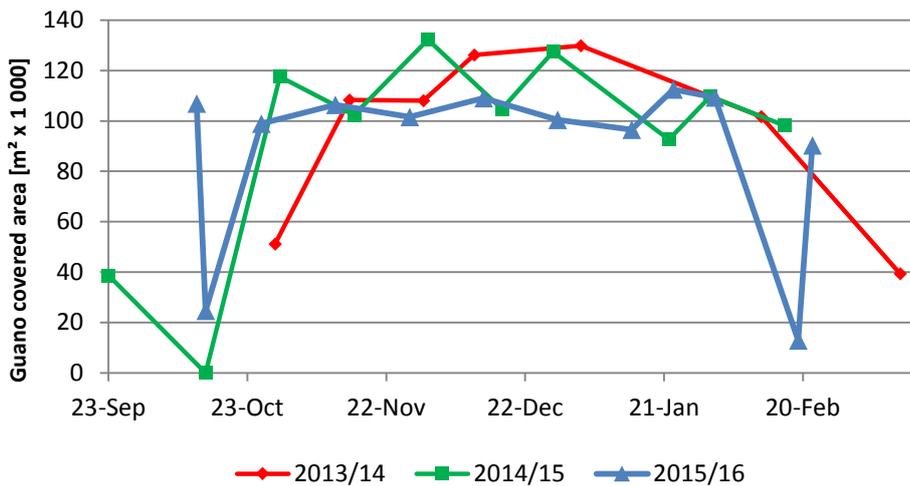
Abbildung 69: Landsat 8-Aufnahmen der OLI-Kanäle 567 zeigen die Kolonien bei Cape Bird zu verschiedenen Zeitpunkten im Saisonverlauf. Der Guano hebt sich dabei als gelblich-grüne Bereiche von der Umgebung ab. Die verschiedenen Kolonien wurden mit roten Kreisen markiert



Das Ergebnis der manuellen Guanoflächenmessungen für Cape Bird ist in Abbildung 70 dargestellt. Die starken Einbrüche bei der Guanofläche am Saisonanfang und -ende sind auf eine temporäre Schneedecke zurückzuführen (Abbildung 69), die den größten Teil der Kolonie bedeckte und so eine Detektierung der Guanoflächen verhinderte. Betrachtet man alle drei Saisons zusammen, wird ersichtlich, dass sich, abgesehen von den Schneefallereignissen, die

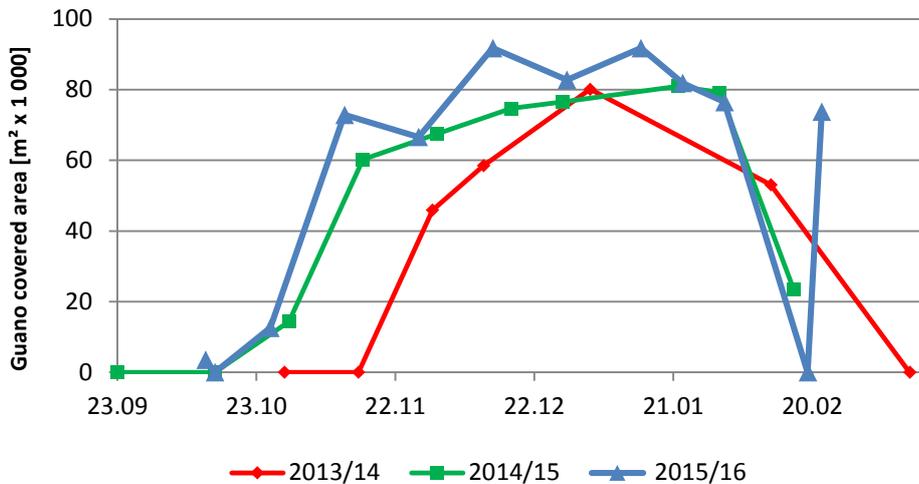
detektierbare Guanofläche bei Cape Bird im Saisonverlauf nicht ändert. Die kleineren intersaisonalen Schwankungen der Guanofläche liegen hingegen im Bereich der Messungenauigkeit, da aufgrund der geringen Bodenauflösung der Landsat-Aufnahmen und der geringen Größe der Kolonien schon wenige Pixel Unterschied zu großen Flächenabweichungen führen.

Abbildung 70: Vergleich des Saisonverlaufes der manuell detektierten Guanoflächen von Cape Bird für die Saisons 2013/14, 2014/15, 2015/16



Parallel zu der manuellen Auswertung wurde auch noch eine SAM-Klassifikation der Landsat 8-Aufnahmen durchgeführt, um subjektive Kriterien ausschließen zu können. Dazu wurden alle Landsat 8-Aufnahmen mit einer Guanosignatur (siehe Abbildung 19, Kap. 6.3.1) aus der Mitte der Cape Bird Nord-Kolonie mit der SAM-Methode klassifiziert. Im Ergebnis zeigt sich, dass die SAM-Klassifikation die Koloniefäche zwar deutlich kleiner definiert (Abbildung 71), der Saisonverlauf aber trotzdem ähnlich ist. Auch wird - ganz wie erwartet - deutlich, dass die rein auf spektrale Eigenschaften beruhende SAM-Klassifikation in einigen schneebedeckten Aufnahmen die Guanoflächen nicht als solche klassifiziert, obwohl diese bei manueller Betrachtung erkennbar sind.

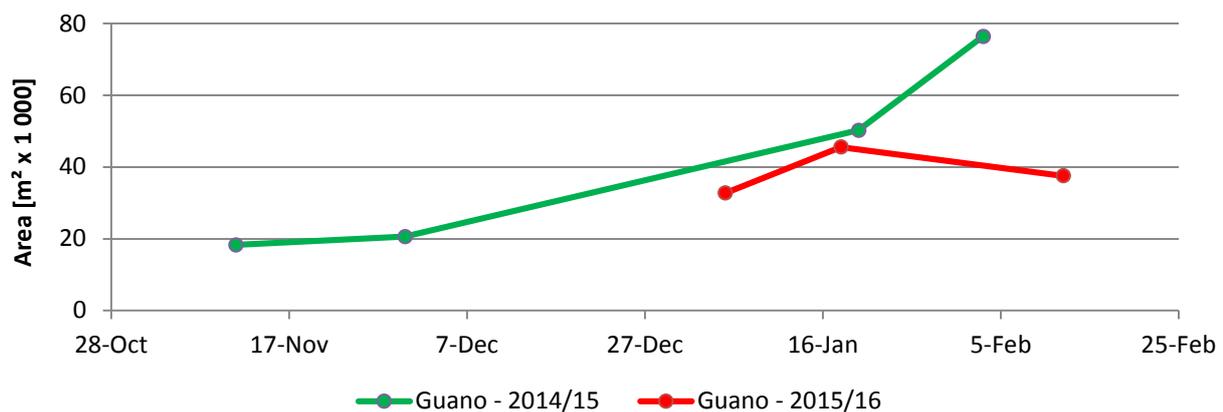
Abbildung 71: Vergleich des Saisonverlaufes der SAM-Klassifizierung der Guanoflächen von Cape Bird für die Saisons 2013/14, 2014/15, 2015/16



11.4 Hochauflösende Satelliten

Für die Saison 2014/15 gelang es mit Hilfe der Satellitenkonstellation von DigitalGlobe 4 wolkenfreie hochaufgelöste Aufnahmen von Anfang November bis Anfang Februar von Ardley Island zu akquirieren (siehe Kap.5.2.1). In der darauffolgenden Saison konnten aufgrund der Wolkenbedeckung erst Aufnahmen von Anfang Januar akquiriert werden. Um die saisonale Variation der Guanoflächen zu untersuchen, wurde in diesen Satellitenaufnahmen die Fläche des Guanos durch manuelle Bildinterpretation bestimmt (Abbildung 72).

Abbildung 72: Saisonaler Verlauf der manuell detektierten Guanofläche in hochaufgelösten Satellitenaufnahmen der Kolonie Ardley Island



Die Ergebnisse in Abbildung 72 zeigen einen deutlichen Anstieg der Guanoflächen über den Saisonverlauf. Im Detail wird erkennbar, dass die Guanoflächen am Anfang der Saison im Oktober/November noch gleich groß sind und erst danach ansteigen. Da die Anzahl der Nester aber ab Anfang Dezember nicht mehr zunimmt (Abbildung 67 und Abbildung 68) könnte die Ursache für die Flächenzunahme der mit guanobedeckten Gebiete im Verteilen des Guanos liegen. Dies legt auch die Interpretation der Satellitenaufnahmen nahe. Für das flächenhafte Verteilen des Guanos sind vermutlich zwei Ursachen verantwortlich: fluviale Prozesse (Erosion) und das Verteilen durch die Pinguine selbst. Beide Prozesse treten besonders stark am Ende der

Saison auf, wenn der Schnee geschmolzen ist und wenn sich bereits Kindergärten gebildet haben. Sie korrelieren damit gut mit dem beobachteten Flächenanstieg, der zum selben Zeitpunkt stattfindet. Denn wie in Abbildung 73 gut zu sehen ist, ist das Untersuchungsgebiet in den Aufnahmen von Oktober und November 2014 stark schneebedeckt, während in den Aufnahmen von Januar und Februar kaum noch größere Schneeflächen zwischen den Nestgruppen vorhanden sind. Auch wurde in beiden Saisons beobachtet, dass sich am Ende der Saison neue Guanoflächen in Strandnähe bilden, wo häufig auch die Kindergärten zu finden sind (Abbildung 74).

Wie mit Hilfe der Aufnahmen von Mitte Februar festgestellt wurde, kann es sehr spät in der Saison auch wieder zu einer Abnahme der Guanoflächen kommen. Mögliche Ursachen sind die Zunahme von verlassenen Nestern und damit auch die Abnahme des Guanoeintrages durch adulte Pinguine bei gleichzeitig aktiver Erosion des Guanos.

Abbildung 73: Die Kolonie Ardley Island (hauptsächlich Eselspinguine) aufgenommen von Worldview 2/3 an vier Zeitpunkten in der Saison 2014/15 jeweils mit den manuell rot markierten guanobedeckten Flächen

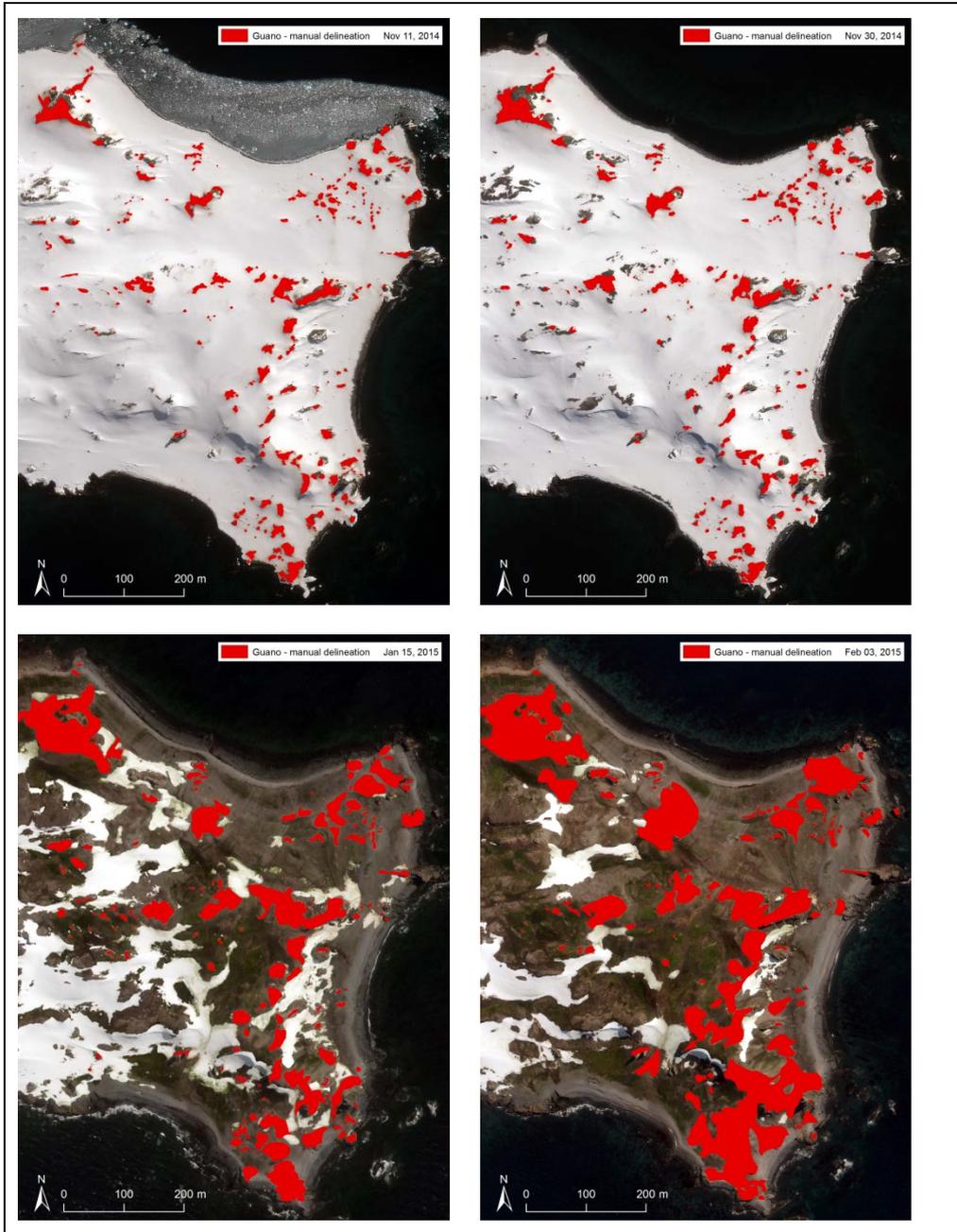


Abbildung 74: Im Vergleich zu der Worldview 3-Aufnahme vom 20.1.2015 (links) sind in der Worldview 3-Aufnahme vom 3.2.2015 (rechts) neue, frische Guanoablagerungen im Strandbereich (innerhalb der roten Kreise) entstanden



11.5 Gegenüberstellung der Brutphänologie mit der Guanofläche aus Satellitenaufnahmen

Bei der Akquise von Satellitenaufnahmen kann es vorkommen, dass Aufnahmen von bestimmten Gebieten nur zu einem späten Zeitpunkt verfügbar sind, an denen sich bereits Kindergärten gebildet haben und die klaren Nestgrenzen verwischt sind. Die mit guanobedeckte Koloniefäche ist dann deutlich größer als am Anfang der Saison, obwohl sich die Zahl der besetzten Nester im Laufe der Brutsaison kontinuierlich verringert. Wird nun die Zahl der Nester allein aus der Guanofläche berechnet, ergibt sich besonders für das Ende der Saison eine unrealistische Zahl von Nestern der Kolonie einer Saison. Um auch Daten von diesen ungünstigen späten Zeitpunkten noch verwerten zu können, wurde untersucht, wie stark sich die Guanoflächen innerhalb der Saison verändern und ob es einen Zusammenhang mit der Brutphänologie innerhalb der betreffenden Kolonie gibt.

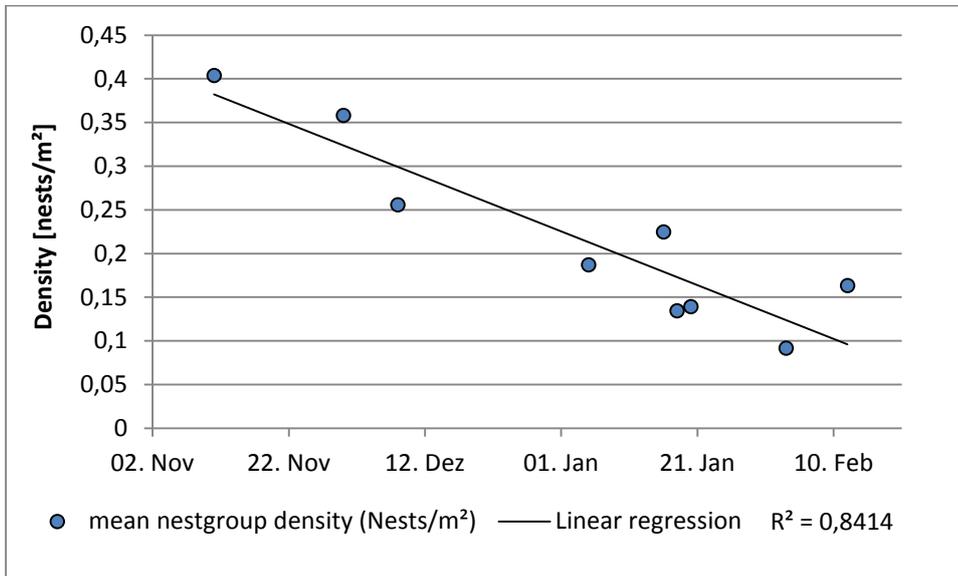
Dazu wurde die mittlere Nestdichte der guanobedeckten Flächen der Kolonie Ardley Island in vier Saisons (2005/06, 2013/14 - 2015/16) anhand der in hochaufgelösten Satellitenaufnahmen bestimmten Guanoflächen und der am Boden gezählten aktiven Nester der Vollkartierungen aus den gleichen Saisons bestimmt (Abbildung 75). Dabei wurde eine Korrelation ($R^2 = 0,84$) zwischen dem Aufnahmezeitpunkt der Satellitenaufnahme und der durchschnittlichen Nestdichte der guanobedeckten Flächen bei der Kolonie Ardley Island festgestellt. Die lineare Regressionsgleichung (2) dazu lautet,

$$y = -0,0031x + 0,3824 \quad (2)$$

wobei y die Dichte der Nestgruppen (Nester/m²) und x das Satellitenaufnahmedatum (Anzahl der Tage nach dem 11. November) ist.

So nimmt die Nestdichte der mit guanobedeckten Koloniefächen in Bezug auf den Kartierzeitpunkt kontinuierlich im Laufe der untersuchten Saisons ab. Beachtet werden muss bei dieser Analyse, dass für zwei Saisons nur jeweils eine Aufnahme zur Verfügung stand und dass keine Aufnahme von Mitte Dezember ausgewertet werden konnte.

Abbildung 75: Saisonaler Verlauf der mittleren Nestdichte von Ardley Island ermittelt aus der Guanofläche von 9 hochauflösten Satellitenaufnahmen und der am Boden gezählten Nester der Vollkartierungen aus 4 Saisons (2005/6, 2013/14 - 2015/16)



In der Abbildung 76 und Abbildung 77 wird die in den Satellitenaufnahmen detektierte Guanofläche mit dem brutphänologischen Status, in der sich die Kolonie zum Aufnahmezeitpunkt befindet, verglichen. In der Saison 2014/15 (Abbildung 76) wird ersichtlich, dass die Guanofläche in der Inkubationsphase (incubation phase) gleich groß bleibt. Hingegen zeigen die Daten aus der Saison 2015/16 (Abbildung 77), dass die Guanoflächen spätestens am Anfang der Kindergartenphase (crèche phase), wenn die Küken die Nester verlassen, deutlich ansteigen. Leider fehlen Daten aus der Mitte der Schlupfphase (hatching phase) im Dezember, um den genauen Zeitpunkt des Anstieges zu ermitteln.

Abbildung 76: Brutverlauf von Eselspinguinen auf Ardley Island in den Saisons 2014/15 zusammen mit der aus den Satellitenaufnahmen bestimmten Guanofläche und den Brutphasen

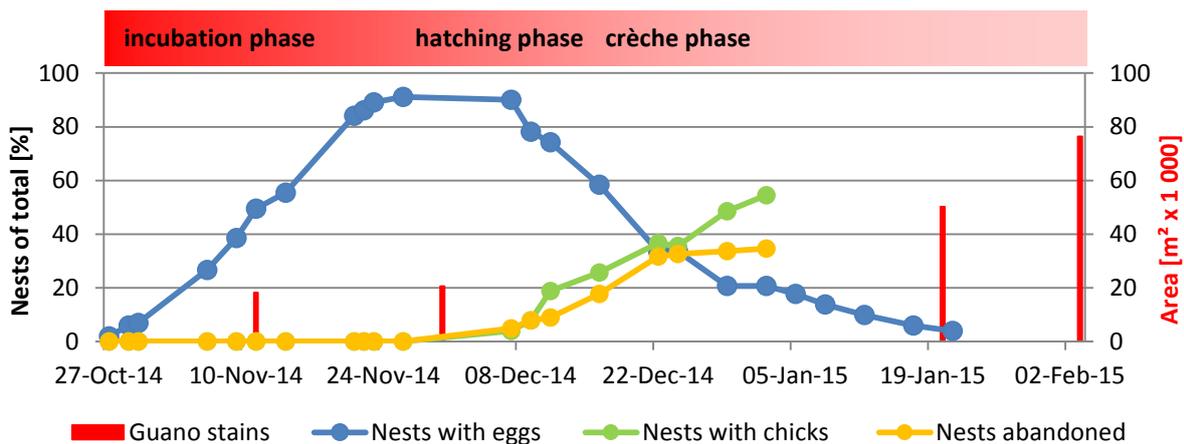
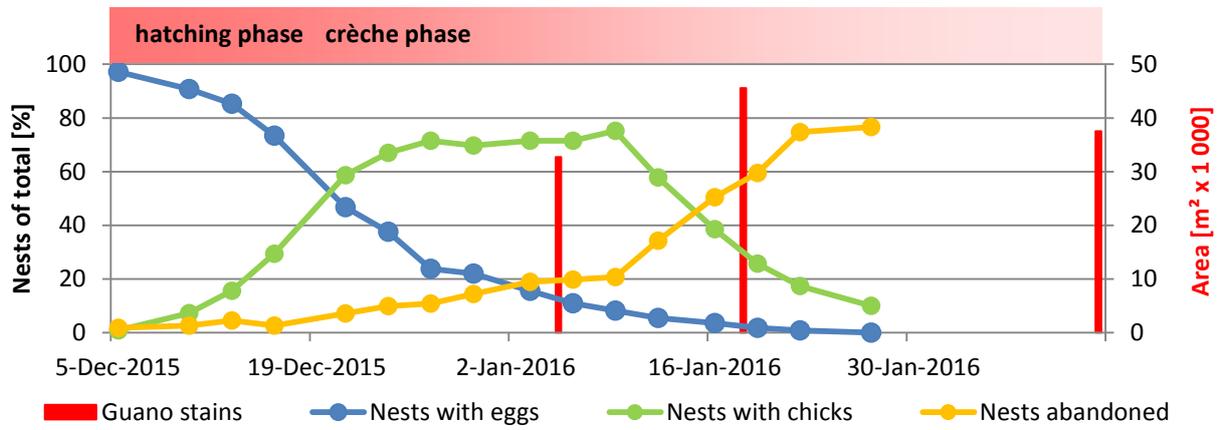


Abbildung 77: Brutverlauf von Eselspinguinen auf Ardley Island in den Saisons 2015/16 zusammen mit der aus den Satellitenaufnahmen bestimmten Guanofläche und den Brutphasen



12 Untersuchung intersaisonaler Variationen in der Kolonieausdehnung und -besetzung und deren Detektierbarkeit

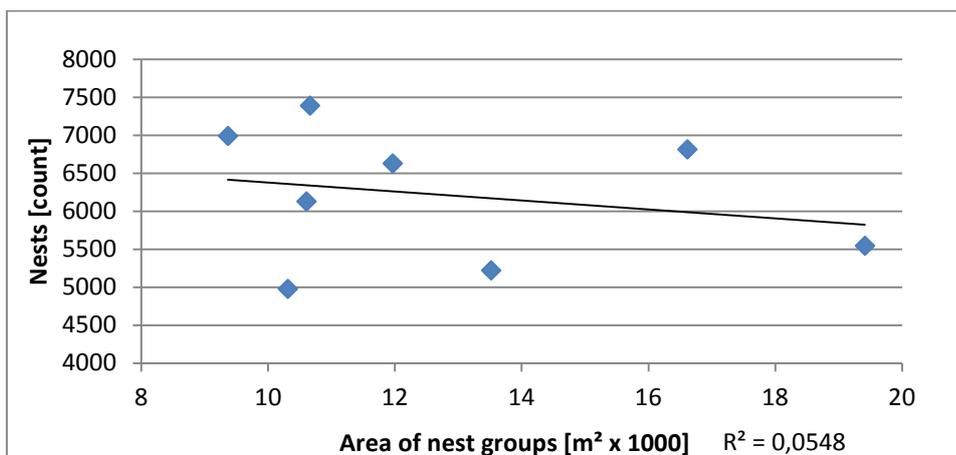
Die Detektierbarkeit intersaisonaler Variationen der Kolonieausdehnung und -besetzung wurde mit hoch- und mittelaufgelösten Satellitenbildern anhand der Kolonien von Ardley Island und Cape Bird untersucht. Für Narebski Point stand für die Untersuchung nur eine schnee- und wolkenfreie hochaufgelöste Satellitenaufnahme zur Verfügung. Aus diesem Grund konnte für dieses Untersuchungsgebiet keine entsprechende Analyse durchgeführt werden. Das Vorgehen und die Ergebnisse werden im Folgenden vorgestellt.

12.1 Hochauflösende Satelliten

12.1.1 Ardley Island

Ein Vergleich der in hochauflösten Satellitenbildern detektierten und mit guanobedeckten Flächen ist aufgrund der großen saisonalen Variabilität (siehe Kap.11) auf Ardley Island nicht möglich. Daher wurde untersucht, ob ein Zusammenhang zwischen der Anzahl der Nester und der mit Hilfe der Bodenkartierungen ermittelten Nestgruppenfläche besteht. Dazu wurden die Kartierungen aus acht Saisons von Ardley Island (2003/04 - 2005/06 und 2012/13 - 2015/16) ausgewertet. Das Ergebnis der Untersuchung in Abbildung 78 zeigt jedoch, dass ein solcher Zusammenhang für Ardley Island nicht besteht ($R^2 = 0,05$). Eine mögliche Ursache für diesen Umstand, der auch schon zuvor von Mustafa et al. (2005) beschrieben wurde, könnte darin liegen, dass es bei einer Veränderung der Brutpaarzahlen zu einer Änderung der Dichte in den Nestgruppen kommt, anstatt zu einer Änderung der Nestgruppenfläche. Das bedeutet, dass auf Ardley Island keine Änderungen der Brutpaare aufgrund der Nestgruppenfläche detektiert werden können, zumindest wenn sich in der Kolonie zwischen 5.000 und 7.500 Brutpaare befinden. Bei einer sehr starken Ab- oder Zunahme der Brutpaare wird hingegen eine signifikante Änderung der Nestgruppenfläche erwartet (vgl. auch Mustafa et al. 2005).

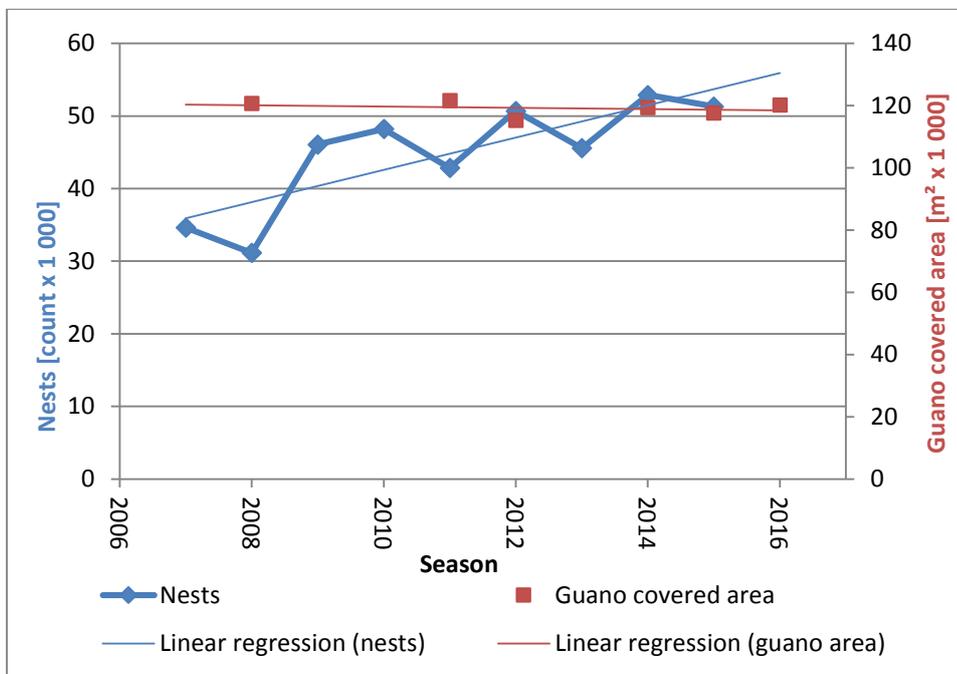
Abbildung 78: Korrelation zwischen der Anzahl der Nester und der Nestgruppenfläche ermittelt aus acht Kartierungen der Saisons 2003/04 bis 2005/06 und 2012/13 bis 2015/16 von Ardley Island



12.1.2 Cape Bird

Auch für das in der Ostantarktis gelegene Untersuchungsgebiet Cape Bird wurde untersucht, ob intersaisonale Schwankungen der Brutpaare mit hochauflösenden Satelliten detektiert werden können. Als Datengrundlage für die Untersuchung dienten sechs hochaufgelöste Satellitenaufnahmen aus sechs verschiedenen Saisons innerhalb des Zeitraums 2007/08 bis 2015/16, in denen die Guanoflächen der Kolonie Cape Bird Nord manuell deliniert wurden. Diese wurden den Zensusdaten des neuseeländischen Landcare Research (Landcare Research 2016), die anhand von Luftbildbefliegungen (Taylor et al. 1990) erstellt wurden, gegenübergestellt (siehe Abbildung 79). Dabei zeigt sich, dass sich die guanobedeckte Fläche der Kolonie über den Untersuchungszeitraum nicht signifikant änderte, während im selben Zeitraum die Anzahl der Brutpaare um 40 % stieg. Dies bedeutet, dass allein anhand der Guanofläche keine Änderungen der Brutpaarzahlen von Cape Bird Nord im Untersuchungszeitraum detektiert werden konnten.

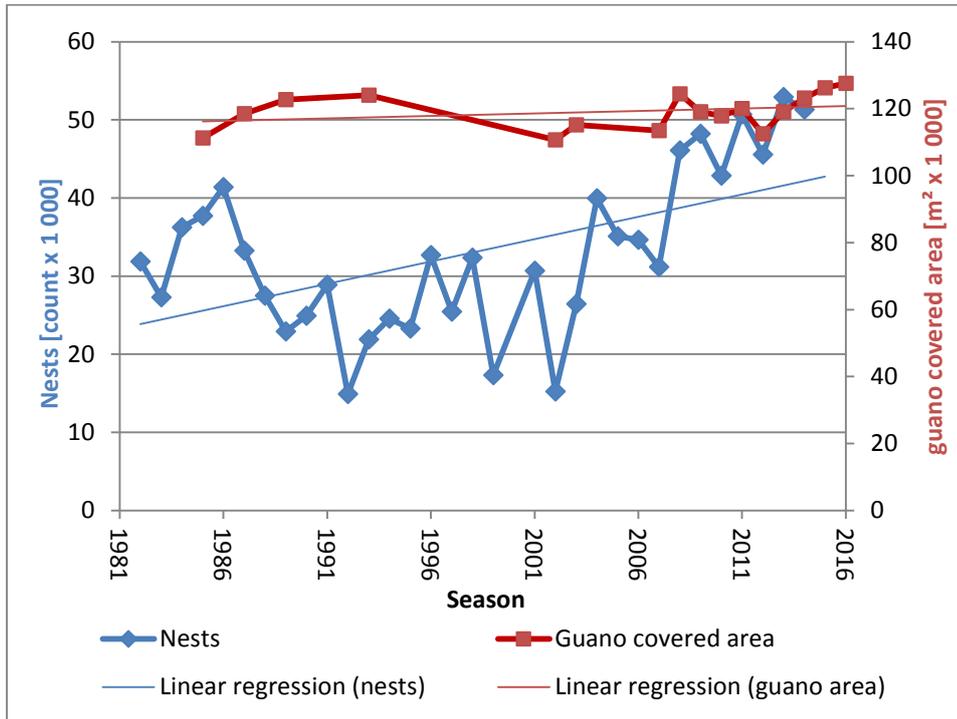
Abbildung 79: Gegenüberstellung der manuell delinierten Guanofläche von Cape Bird Nord in hochaufgelösten Satellitenaufnahmen und den Zensusdaten aus Luftbildbefliegungen (Taylor et al. 1990)



12.2 Landsat

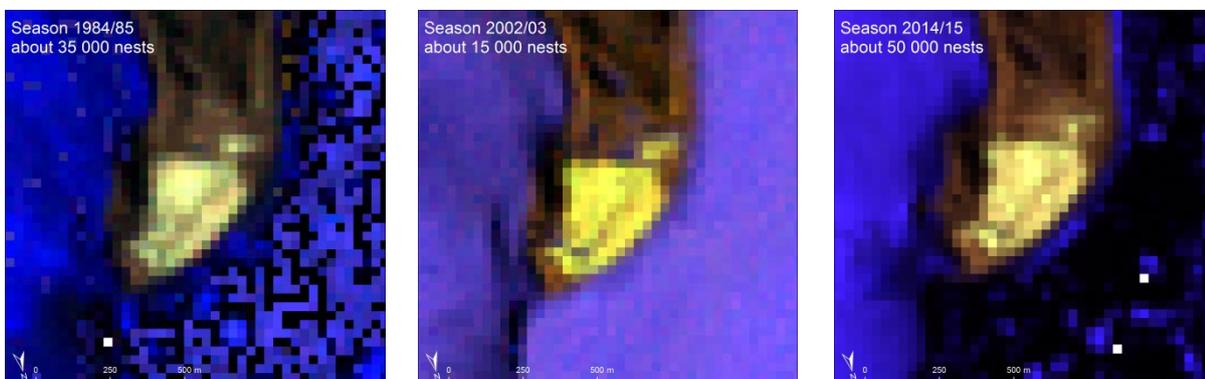
Auch anhand der mittel aufgelösten Landsat-Aufnahmen wurde untersucht, ob intersaisonale Schwankungen der Brutpaare detektierbar sind. Dafür wurden wiederum Brutpaarzahlen (Landcare Research 2016) mit den aus Landsat-Aufnahmen manuell bestimmten Guanoflächen von Cape Bird Nord verglichen. Für die Analyse wurden 17 wolkenfreie Landsat-Aufnahmen mit 30 m Bodenauflösung ausgewertet, die zwischen 1985 und 2015 mit verschiedenen Sensoren (TM, ETM+ und OLI) aufgenommen wurden.

Abbildung 80: Gegenüberstellung der manuell delinierten Guanofläche von Cape Bird Nord in mittelaufgelöste Landsat-Aufnahmen und den Zensusdaten



Im Ergebnis zeigte sich, dass kein Zusammenhang zwischen der detektierten Guanofläche und der Brutpaarzahl besteht (siehe Abbildung 80). Dies wurde schon bei den hochaufgelöste Aufnahmen in Kap.12.1.2 festgestellt. Verdeutlicht wird dies durch Abbildung 81, aus der ersichtlich wird, dass die Koloniefläche an drei verschiedenen Zeitpunkten ihre Fläche kaum änderte, obwohl sich die Brutpaarzahlen zwischen 1984/85 und 2014/15 mehr als verdreifachten. Demnach können mit Landsat-Aufnahmen keine Veränderungen der Brutpaarzahlen von Cape Bird Nord anhand der Guanofläche detektiert werden, selbst dann nicht, wenn sich die Brutpaarzahlen mehr als verdreifachen. Die Ursache dafür liegt auch hier vermutlich wieder an der Dichteänderung innerhalb der Koloniegrenzen bzw. Nestgruppen.

Abbildung 81: Beispiele für die Guanoflächen von Cape Bird Nord zu verschiedenen Zeitpunkten in falschfarbenen Landsat-Aufnahmen (TM/ETM+/OLI-Bänder 765)



13 Ausblick

In den vorangegangenen Abschnitten wurden Möglichkeiten und Grenzen des Monitorings von Pinguinkolonien in der Antarktis mittels Fernerkundungsdaten beschrieben. Die Eignung von aktuellen hoch- und mittelauflösenden Satelliten wurde hinsichtlich räumlicher, zeitlicher, struktureller und skalarer Aspekte untersucht. Dabei zeigte sich eine sehr gute Detektierbarkeit auch von kleinen Kolonien in hochauflösenden Aufnahmen. Die Eignung von mittelauflösenden Landsat-8-Aufnahmen ist bei kleinen und strukturell komplexen Kolonien begrenzt. Vorteilhaft ist jedoch deren Möglichkeit zur automatisierten Klassifikation. Für hochauflösende Aufnahmen von unterschiedlichen Gebieten gelang dies noch nicht, vor allem aufgrund der geringen spektralen Auflösung. Erfolgversprechend könnten hier die SWIR-Bänder des Satelliten Worldview-3 sein. Potenzial verspricht auch die spektrale Konfiguration neuer mittelaufgelöster Sensoren wie Sentinel-2, welche der der Kanäle von Landsat ähnlich ist. Die begonnene verstärkte Entwicklung von Hyperspektralsensoren sollte in solche Betrachtungen ebenfalls einbezogen werden.

Die Unterscheidung der verschiedenen Pinguinarten im Satellitenbild ist bisher noch nicht gelöst. Erste Analysen der Färbung des Guanos deuten an, dass dies ein Klassifizierungsmerkmal sei könnte. Für die Entwicklung einer sicheren Methode bedarf es jedoch weiterer Untersuchungen von in-situ Daten, insbesondere um die großen saisonalen und intrasaisonalen Unterschiede ausschließen zu können. Auch die Ergebnisse der Artunterscheidung aus Satellitenbildern sollten durch Aufnahmen aus weiteren Saisons und von anderen Kolonien als den bereits untersuchten verifiziert werden.

Nachdem in dieser Studie festgestellt wurde, dass sich intersaisonale Veränderungen von Brutpaarzahlen nur bedingt in Veränderungen der Guanoausdehnung widerspiegeln, sollten hier weitere Analysen zu zeitlichen und räumlichen Zusammenhängen von Veränderungen durchgeführt werden. Ebenso müssen Methoden entwickelt werden, die das Signal der Guanoausdehnung in zuverlässige Brutpaarzahlen umsetzen können.

In den untersuchten Gebieten wurden starke Veränderungen der Guanoausdehnung im Saisonverlauf festgestellt. Insbesondere in den von häufiger Bewölkung betroffenen Gebieten ist es kaum möglich, zu einem standardisierten Zeitpunkt Satellitenbilder zu akquirieren. Daher ist es wichtig, die Muster dieser Veränderungen zu erkennen, um dadurch eine zeitlich differenzierte Interpretation des Flächensignals zu ermöglichen. Zu den möglichen Ansätzen gehört hier eine intensive Beschäftigung mit der Brutphänologie der einzelnen Arten und ein verbessertes Verständnis ihrer regionalen- und witterungsabhängigen Variabilität. Diese Informationen wiederum können mit präziseren Daten zur räumlichen Variabilität des Flächensignals (z.B. aus wiederholten Kartierungen oder UAV-Befliegungen) verschnitten werden.

Zur Validierung von Satellitenbildanalysen sind qualitativ hochwertige Kontrolldaten notwendig. Für die Weiterentwicklung der zur Verfügung stehenden terrestrischen Zählmethoden gibt es eine Reihe von Ansatzpunkten. So muss noch eine verlässliche Methode zur Auszählung der UAV-Orthophotomosaik der Pinguinkolonien gefunden werden, die das Problem der sich im Nestbereich aufhaltenden nicht brütenden Individuen löst. Hierzu bieten sich Aufnahmen mit hochaufgelösten Thermalsensoren an, wie auch neue Zählverfahren, die nicht auf den Pinguinnestern sondern auf Individuen basieren.

Die Nutzung von UAV-Technologie in der Antarktis nimmt stark zu. Erste systematische Untersuchungen zur Einschätzung des Störungspotenzials für brütende Pinguine wurden im

Rahmen dieser Studie durchgeführt. Diese Untersuchungen sollten auf weitere Aspekte von UAV-Überflügen erweitert werden. Dazu gehören noch nicht berücksichtigte Flugsituationen, andere UAV-Modelle und weitere Arten von Pinguinen und anderen Brutvögeln. Die Aussagekraft der Verhaltensanalysen könnte durch physiologische Methoden (z.B. Messung der Herzschlagraten) qualitativ erweitert werden.

Eine wesentliche Herausforderung für eine überregionale Monitoringstrategie ist es, Datensätze verschiedener zeitlicher und räumlicher Maßstäbe mit unterschiedlichen Qualitäten und aus verschiedenartigsten Quellen miteinander zu verknüpfen. Hier müssen noch Datenbankansätze gefunden werden, die diese Verknüpfung ermöglichen.

Bisherige Studien zur Detektion von Kolonien felsbrütender Pinguine aus Satellitendaten konzentrieren sich vor allem auf Adéliepinguine. Großräumige Studien zu den anderen *Pygoscelis*-Arten gibt es kaum. Vor allem für Zügelpinguine gibt es noch erhebliche Unsicherheiten über deren Gesamtbestand. Für viele Kolonien gibt es noch keine quantitativen in-situ Daten.

Insgesamt ist festzustellen, dass diese Studie die in der Pilotstudie festgestellte Machbarkeit eines Antarktisweiten Monitorings von Pinguinkolonien bestätigt. Es gibt jedoch noch erheblichen Forschungsbedarf, um die notwendige Qualität für die Erlangung aussagekräftiger Ergebnisse zu erreichen und eine Effizienz, die ein regelmäßiges flächendeckendes Monitoring ermöglicht.

14 Quellenverzeichnis

- Ainley, D. G. (2002): The Adélie penguin: Bellwether of climate change. New York.
- Ainley, D., Russell, J., Jenouvrier, S., Woehler, E., Lyver, P. O., Fraser, W. R. & Kooyman, G. L. (2010): Antarctic penguin response to habitat change as Earth's troposphere reaches 2°C above preindustrial levels. *Ecological Monographs* 80. pp. 49–66.
- ASI, (Agenzia Spaziale Italiana) (2016): PRISMA | A.S.I. - Agenzia Spaziale Italiana. <http://www.asi.it/en/activity/observation-earth/prisma> (01/28/2016)
- Astrium GEO-Information Services (ed.) (2012): Pléiades Imagery User Guide v2.0.
- ATCM (2009): Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 171 Narebski Point, Barton Peninsula, King George Island. ATCM XXXII.
- ATCM (2014): Antarctic Specially Protected Area No 171 (Narebski Point, King George Island): Revised Management Plan. ATCM XXXVII - CEP XVII. Brasilia.
- Barbosa, A., Benzal, J., De León, A. & Moreno, J. (2012): Population decline of chinstrap penguins (*Pygoscelis antarctica*) on Deception Island, South Shetlands, Antarctica. *Polar Biology* 35. pp. 1453–1457.
- Barnsley, M. J., Settle, J. J., Cutter, M. A., Lobb, D. R. & Teston, F. (2004): The PROBA/CHRIS mission: A low-cost smallsat for hyperspectral multiangle observations of the earth surface and atmosphere. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on* 42. pp. 1512–1520.
- Barry, P., Segal, C., Pearlman, J. & Folkman, M. (2002): Hyperion data collection: performance assessment and science application.
- Baylis, A. M., Crofts, S. & Wolfaardt, A. C. (2013): Population trends of gentoo penguins *Pygoscelis papua* breeding at the Falkland Islands. *Marine ornithology* 41. pp. 1–5.
- BirdLife International (2016a) *Pygoscelis adeliae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22697758A93637835. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22697758A93637835.en>. Downloaded on 24 March 2017.
- BirdLife International (2016b) *Pygoscelis antarcticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22697761A93638235. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22697761A93638235.en>. Downloaded on 28 March 2017.
- BirdLife International (2016c) *Pygoscelis papua*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22697755A93637402. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22697755A93637402.en>. Downloaded on 28 March 2017.
- Bradley, A. P. (1997): The use of the area under the ROC curve in the evaluation of machine learning algorithms. *Pattern Recognition* 30. pp. 1145–1159.
- Brown, P. (2008): Fundamentals of Audio and Acoustics. In: Ballou, G. M. ed.: Handbook for sound engineers. pp. 21–40.
- Burton-Johnson, A., Black, M., Fretwell, P. T. & Kaluza-Gilbert, J. (2016): A fully automated methodology for differentiating rock from snow, clouds and sea in Antarctica from Landsat imagery: A new rock outcrop map and area estimation for the entire Antarctic continent. *The Cryosphere Discussions*. pp. 1–16.
- Braun, C., Esefeld, J. & H.-U. Peter (2017): Monitoring the consequences of local climate change on the natural resources of the ice-free regions of Maxwell Bay (King George Island,

- Antarctic). On behalf of the German Environment Agency. Texte 26/2017. Dessau-Rosslau. Download at: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/monitoring-the-consequences-of-local-climate-change>
- Carrascal, L. M., Moreno, J. & Amat, J. A. (1995): Nest maintenance and stone theft in the Chinstrap penguin (*Pygoscelis antarctica*). *Polar Biology* 15.
- CCAMLR (2004): CCAMLR Ecosystem Monitoring Program: Standard Methods for Monitoring Studies. Hobart, Australia.
- Centore, P. (2013): Conversions Between the Munsell and sRGB. o. O.
- Chavez, P. S. (1988): An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment* 24. pp. 459–479.
- Cimino, M. A., Lynch, H. J., Saba, V. S. & Oliver, M. J. (2016): Projected asymmetric response of Adélie penguins to Antarctic climate change. *Scientific Reports* 6. p. 28785.
- Congalton, R. G. & Green, K. (2009): Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. 2nd ed. Boca Raton. 183 pp.
- Convey, P., Morton, A. & Poncet, J. (1999): Survey of marine birds and mammals of the South Sandwich Islands. *Polar Record* 35. pp. 107–124.
- Cushing, D. H. (1990): Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. *Advances in marine biology* 26. pp. 249–293.
- Crawford, R. J. M., Dyer, B. M., Upfold, L. & Makhado, A. B. (2014): Congruent, decreasing trends of gentoo penguins and Crozet shags at sub-Antarctic Marion Island suggest food limitation through common environmental forcing. *African Journal of Marine Science* 36. pp. 225–231.
- Croxall, J. P. & Prince, P. A. (1980): Food, feeding ecology and ecological segregation of seabirds at South Georgia. *Biological Journal of the Linnean Society* 14. Pp 103-131-
- Del Hoyo, J., Elliot, A. & Sargatal, J. (1992): Handbook of the Birds of the World. Barcelona: Lynx Editions.”.
- DLR (2016): Mission | enmap. <http://www.enmap.org/?q=mission> (02/03/2016)
- Ducklow, H. W., Baker, K., Martinson, D. G., Quetin, L. B., Ross, R. M., Smith, R. C., Stammerjohn, S. E., Vernet, M. & Fraser, W. (2007): Marine pelagic ecosystems: the West Antarctic Peninsula. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362. pp. 67–94.
- Erdmann, E. S., Ribic, C. A., Patterson-Fraser, D. L. & Fraser, W. R. (2011): Characterization of winter foraging locations of Adélie penguins along the Western Antarctic Peninsula, 2001–2002. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 58. pp. 1710–1718.
- Everitt, B. S., Landau, S., Leese, M. & Stahl, D. (2011): Cluster Analysis. 5 edition. Chichester, West Sussex, U.K. 346 pp.
- Everson, I. (1977): The living resources of the southern ocean. Southern Ocean Fisheries Survey Programme GLO. o. O.
- Fraser, W.R. (2016): A new survey of the Rosenthal Islands. Report submitted to the U.S. National Science Foundation, Division of Polar Programs, Arlington, VA, USA: 6 pp. Cited In: BirdLife International. 2016. *Pygoscelis antarcticus*. The IUCN Red List of Threatened Species

2016: e.T22697761A93638235. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22697761A93638235.en>. Downloaded on 30 March 2017.

- Fraser, W. R., Trivelpiece, W. Z., Ainley, D. G. & Trivelpiece, S. G. (1992): Increases in Antarctic penguin populations: reduced competition with whales or a loss of sea ice due to environmental warming? *Polar Biology* 11. pp. 525–531.
- Fretwell, P. T., Larue, M. A., Morin, P., Kooyman, G. L., Wienecke, B., Ratcliffe, N., Fox, A. J., Fleming, A. H., Porter, C. & Trathan, P. N. (2012): An emperor penguin population estimate: the first global, synoptic survey of a species from space. *PloS one* 7. p. e33751.
- Fretwell, P. T., Phillips, R. A., Brooke, M. de L., Fleming, A. H. & McArthur, A. (2015): Using the unique spectral signature of guano to identify unknown seabird colonies. *Remote Sensing of Environment* 156. pp. 448–456.
- Fretwell, P. T. & Trathan, P. N. (2009): Penguins from space: Faecal stains reveal the location of emperor penguin colonies. *Global Ecology and Biogeography* 18. pp. 543–552.
- Goebel, M. E., Perryman, W. L., Hinke, J. T., Krause, D. J., Hann, N. A., Gardner, S. & LeRoi, D. J. (2015): A small unmanned aerial system for estimating abundance and size of Antarctic predators. *Polar Biology* 38. pp. 619–630.
- Hänninen, L. & Pastell, M. (2009): CowLog: Open source software for coding behaviors from digital video. *Behavior Research Methods* 41(2). pp. 472–476.
- Heine, J. C. & Speir, T. W. (1989): Ornithogenic soils of the Cape Bird Adélie penguin rookeries, Antarctica. *Polar Biology* 10. pp. 89–99.
- Hinke, J. T., Trivelpiece, S. G. & Trivelpiece, W. Z. (2017): Variable vital rates and the risk of population declines in Adélie penguins from the Antarctic Peninsula region. *Ecosphere* 8. p. e01666.
- Iwasaki, A., Ohgi, N., Tanii, J., Kawashima, T. & Inada, H. (2011): Hyperspectral Imager Suite (HISUI) -Japanese hyper-multi spectral radiometer.
- Jarman, S. N., McInnes, J. C., Faux, C., Polanowski, A. M., Marthick, J., Deagle, B. E., Southwell, C. & Emmerson, L. (2013): Adélie penguin population diet monitoring by analysis of food DNA in scats. *PloS one* 8. p. e82227.
- Jouventin, P. (1982): Visual and Vocal Signals in Penguins, their Evolution and Adaptive Characters. *Advances in Ethology* 24.
- Kim, D. (2002): Effect of variation in food supply on reproduction in Gentoo (*Pygoscelis papua*) and Chinstrap penguins (*P. antarctica*). Annual report of environmental monitoring on human impacts at the King Sejong Station, Antarctica. pp. 195–222.
- Kim, H., Cho, M. & Lee, J.-I. (2002): Thermal metamorphism of volcanic rocks on Barton Peninsula, King George Island, Antarctica. *Geosciences Journal* 6. pp. 303–317.
- Kirkwood, R., Lawton, K., Moreno, C., Valencia, J., Schlatter, R. & Robertson, G. (2007): Estimates of Southern Rockhopper and Macaroni Penguin Numbers at the Ildefonso and Diego Ramírez Archipelagos, Chile, Using Quadrat and Distance-sampling Techniques. *Waterbirds* 30. pp. 259–267.
- Knight, E. & Kvaran, G. (2014): Landsat-8 Operational Land Imager Design, Characterization and Performance. *Remote Sensing* 6. pp. 10286–10305.

- Kooyman, G. L., Siniff, D. B., Stirling, I. & Bengtson, J. L. (2004): Moulting habitat, pre- and post-moulting diet and post-moulting travel of Ross Sea emperor penguins. *Marine Ecology Progress Series* 267. pp. 281–290.
- Kopp, M., Hahn, S. & Peter, H.-U. (2010): Nischendifferenzierung bei Skuas (*Catharactaspec.*) im Gebiet der maritimen Antarktis. Helgoland.
- Kraut, S., Scharf, L. L. & Butler, R. W. (2005): The adaptive coherence estimator: a uniformly most-powerful-invariant adaptive detection statistic. *IEEE Transactions on Signal Processing* 53. pp. 427–438.
- Kruse, F. A., Lefkoff, A. B., Boardman, J. W., Heidebrecht, K. B., Shapiro, A. T., Barloon, P. J. & Goetz, A. F. H. (1993): The spectral image processing system (SIPS)—interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. *Remote Sensing of Environment* 44. pp. 145–163.
- Landcare Research (2016): Cape Bird North | Adélie census data | Landcare Research. <http://www.landcareresearch.co.nz/resources/data/adelie-census-data/cape-bird-north> (06/23/2016)
- Landis, D., Middleton, B. & Henderson, L. (2014): 2014 HyspIRI Product Symposium Summary.
- LaRue, M. A., Lynch, H. J., Lyver, P. O. B., Barton, K., Ainley, D. G., Pollard, A., Fraser, W. R. & Ballard, G. (2014): A method for estimating colony sizes of Adélie penguins using remote sensing imagery. *Polar Biology* 37. pp. 507–517.
- Lescroël, A. & Bost, C.-A. (2006): Recent decrease in gentoo penguin populations at Iles Kerguelen. *Antarctic Science* 18. pp. 171–174.
- Lynch, H. J., Fagan, W. F., Naveen, R., Trivelpiece, S. G. & Trivelpiece, W. Z. (2009): Timing of clutch initiation in *Pygoscelis* penguins on the Antarctic Peninsula.
- Lynch, H. J. & LaRue, M. A. (2014): First global census of the Adélie Penguin. *The Auk* 131. pp. 457–466.
- Lynch, H. J., Naveen, R., Trathan, P. N. & Fagan, W. F. (2012): Spatially integrated assessment reveals widespread changes in penguin populations on the Antarctic Peninsula. *Ecology* 93. pp. 1367–1377.
- Lynch, H. J. & Schwaller, M. R. (2014): Mapping the Abundance and Distribution of Adélie Penguins Using Landsat-7: First Steps towards an Integrated Multi-Sensor Pipeline for Tracking Populations at the Continental Scale. *PLoS ONE* 9.
- Lynch, H. J., White, R., Black, A. D. & Naveen, R. (2012): Detection, differentiation, and abundance estimation of penguin species by high-resolution satellite imagery. *Polar Biology* 35. pp. 963–968.
- Lynch, H. J., White, R., Naveen, R., Black, A., Meixler, M. S. & Fagan, W. F. (2016): In stark contrast to widespread declines along the Scotia Arc, a survey of the South Sandwich Islands finds a robust seabird community. *Polar Biology*.
- Lyver, P. O., Barron, M., Barton, K. J., Ainley, D. G., Pollard, A., Gordon, S., McNeill, S., Ballard, G. & Wilson, P. R. (2014): Trends in the Breeding Population of Adélie Penguins in the Ross Sea, 1981–2012: A Coincidence of Climate and Resource Extraction Effects. *PLoS ONE* 9. p. e91188.
- Marchisio, G. (2014): An Overview of the Worldview 3 Sensor. Geospatial World Forum. Geneva.

- McClintock, J., Ducklow, H. & Fraser, W. (2008): Ecological responses to climate change on the Antarctic Peninsula. *American Scientist* 96. pp. 302–310.
- McClintock, J. B., Silva-Rodriguez, P. & Fraser, W. R. (2010): Short Note: Southerly breeding in gentoo penguins for the eastern Antarctic Peninsula: further evidence for unprecedented climate-change. *Antarctic Science* 22. pp. 285–286.
- McNeill, S., Barton, K., Lyver, P. & Pairman, D. (2011): Semi-automated penguin counting from digital aerial photographs.
- Meini, M., Varacalli, M. G., Longo, M. F., Giunti, M. L., Bini, M. A. & Fossati, E. (2015): The PRISMA Mission Hyperspectral Payload. Jerusalem.
- MEV, (Ministry of Environment) (2007): The fundamental study for designation of Antarctic Specially Protected Area. BSPN07030-71-3. o. O.
- Mönke, R. & Bick, A. (1988): Fachlicher Bericht über die Teilnahme der DDR-Biologengruppe an der 31. Sowjetischen Antarktisexpedition (SAE), Station Bellingshausen, King George Island (Südshetland Inseln/Antarktis). Berlin, Potsdam. Nadler, T. & H. Mix (1989): Fachlicher Bericht über die Teilnahme der DDR-Biologengruppe an der 32. pp. 81–89.
- Müller-Schwarze, C. & Müller-Schwarze, D. (1975): A survey of twenty-four rookeries of pygoscelid penguins in the Antarctic Peninsula region. In: Stonehouse, B. ed.: *The Biology of Penguins*. pp. 308–320.
- Müller-Schwarze, D. (1984): *The behavior of penguins: Adapted to ice and tropics*. Albany.
- Munsell, A. H. (1969): *A Grammar of Color: A Basic Treatise on the Color System of Albert H. Munsell*. First THUS Edition o. O. 96 pp.
- Mustafa, O., Bassin, M., Chupin, I., Flores, M., Godoy, C., Peter, H.-U., Pfeiffer, S., Rosello, M. J. & Valencia, J. (2005): Changes in the special distribution of a 3-species penguin rookery at Ardley Island (South Shetland Islands). SCAR Conference, International SCAR Biology Symposium. Curitiba, Brazil.
- Mustafa, O., Esefeld, J., Hertel, F., Krietsch, J., Peter, H.-U., Pfeifer, C., Rümmler, M.-C. & Steading, A. C. (2014): Mapping of Pygoscelis penguins by using an UAV in the vicinity of southwestern King George Island. SCAR Open Science Conference 25.-28. August 2014. Auckland.
- Mustafa, O., Pfeifer, C., Peter, H.-U., Kopp, M. & Metzger, R. (2012): Pilot study on monitoring climate-induced changes in penguin colonies in the Antarctic using satellite images. On behalf of the German Environment Agency. Texte 19/2012. Dessau-Roßlau. Download at <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/pilot-study-on-monitoring-climate-induced-changes>
- Myrcha, A. & Tatur, A. (1991): Ecological role of the current and abandoned penguin rookeries in the land environment of the maritime Antarctic. *Polish Polar Research* 12. pp. 3–24.
- NASA, (National Aeronautics and Space Administration) (2011): *Landsat 7 Science Data Users Handbook*.
- Naveen, R., Lynch, H. J., Forrest, S., Mueller, T. & Polito, M. (2012): First direct, site-wide penguin survey at Deception Island, Antarctica, suggests significant declines in breeding chinstrap penguins. *Polar Biology*.

- Oelke, H. (1975): Breeding behaviour and success in a colony of Adélie penguins *Pygoscelis adeliae* at Cape Crozier, Antarctica. In: Stonehouse, B. ed.: The Biology of Penguins. pp. 363–398.
- Penney, R.L. (1968): Territorial and social behavior in the Adélie penguin. Antarctic Research 12. Pp.83-131
- Peter, H.-U., Braun, C., Janowski, S., Nordt, A. & Stelter, M. (2013): The current environmental situation and proposals for the management of the Fildes Peninsula Region. On behalf of the German Environment Agency. Texte 02/13. Dessau-Roßlau. Download at <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/current-environmental-situation-proposals-for>
- Peter, H.-U., Bueßer, C., Mustafa, O. & Pfeifer, 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. On behalf of the German Environment Agency. Texte 19/2008. Dessau-Roßlau. Download at <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/risk-assessment-for-fildes-peninsula-ardley-island>
- Peter, H.-U., Kaiser, M. & Gebauer, A. (1988): Untersuchungen an Vögeln und Robben auf King George Island:(South Shetland Islands, Antarktis). o. O.
- Quintana, R. D. & Cirelli, V. (2000): Breeding dynamics of a gentoo penguin *Pygoscelis papua* population at Cierva Point, Antarctic Peninsula. Marine Ornithology 28. Pp. 29-35
- Ratcliffe, N., Guihen, D., Robst, J., Crofts, S., Stanworth, A. & Enderlein, P. (2015): A protocol for the aerial survey of penguin colonies using UAVs 1. Journal of Unmanned Vehicle Systems 3. pp. 95–101.
- R-Core Team (2015): R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Rey, G. D. & Wender, K. F. (2010): Neuronale Netze: Eine Einführung in die Grundlagen, Anwendungen und Datenauswertung. 2nd ed. o. O. 205 pp.
- Rümmler, M.-C., Mustafa, O., Maercker, J., Peter, H.-U. & Esefeld, J. (2015): Measuring the influence of unmanned aerial vehicles on Adélie penguins. Polar Biology. 39: 1329.
- Sailley, S. F., Ducklow, H. W., Moeller, H. V., Fraser, W. R., Schofield, O. M., Steinberg, D. K., Garzio, L. M. & Doney, S. C. (2013): Carbon fluxes and pelagic ecosystem dynamics near two western Antarctic Peninsula Adélie penguin colonies: an inverse model approach.
- Sander, M., Balbão, T. C., Costa, E. S., Santos, C. R. dos & Petry, M. V. (2007a): Decline of the breeding population of *Pygoscelis antarctica* and *Pygoscelis adeliae* on Penguin Island, South Shetland, Antarctica. Polar Biology 30. pp. 651–654.
- Sander, M., Balbão, T. C., Polito, M. J., Costa, E. S. & Carneiro, A. P. B. (2007b): Recent decrease in chinstrap penguin (*Pygoscelis antarctica*) populations at two of Admiralty Bay's islets on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. Polar Biology 30. pp. 659–661.
- Schuster, K. C. (2010): Impact of Human and Other Disturbance on Behaviour and Heart Rate of Incubating Adélie Penguins (*Pygoscelis adeliae*). Dissertation, Philips-Universität Marburg. 528 pp.
- Schwaller, M. R., Southwell, C. J. & Emmerson, L. (2013a): Classified Adélie penguin colonies from Landsat data. Supplement to: Schwaller et al. (2013b): Continental-scale mapping of

- Adélie penguin colonies from Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 139, 353–364
- Schwaller, M. R., Southwell, C. J. & Emmerson, L. M. (2013b): Continental-scale mapping of Adélie penguin colonies from Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment* 139. pp. 353–364.
- Shirihai, H., Kirwan, G. M. & Jarrett, B. (2002): *The complete guide to Antarctic wildlife: birds and marine mammals of the Antarctic continent and the Southern Ocean*. o. O.
- Shuford, W. D. & Spear, L. B. (1988): Surveys of breeding Chinstrap Penguins in the South Shetland Islands, Antarctica. *British Antarctic Survey Bulletin*. pp. 19–30.
- Sladen, W. J. L. (1958): The Pygoscelid penguins. *Falkland Isl. Depend. Surv., Sci. Rep.* 17, 97pp. o. O.
- Smith, R. C., Ainley, D., Baker, K., Domack, E., Emslie, S., Fraser, B., Kennett, J., Leventer, A., Mosley-Thompson, E., Stammerjohn, S. & Vernet, M. (1999): Marine Ecosystem Sensitivity to Climate Change Historical observations and paleoecological records reveal ecological transitions in the Antarctic Peninsula region. *BioScience* 49. pp. 393–404.
- Southwell, C. & Emmerson, L. (2013): Large-scale occupancy surveys in East Antarctica discover new Adélie penguin breeding sites and reveal an expanding breeding distribution. *Antarctic Science* 25. pp. 531–535.
- Southwell, C., Emmerson, L., Newbery, K., McKinlay, J., Kerry, K., Woehler, E. & Ensor, P. (2015): Re-Constructing Historical Adélie Penguin Abundance Estimates by Retrospectively Accounting for Detection Bias. *PLOS ONE* 10. p. e0123540.
- Southwell, C., Emmerson, L., McKinlay, J., Newbery, K., Takahashi, A., Kato, A., Barbraud, C., DeLord, K. & Weimerskirch, H. (2015): Spatially Extensive Standardized Surveys Reveal Widespread, Multi-Decadal Increase in East Antarctic Adélie Penguin Populations. *PLOS ONE* 10. p. e0139877.
- Spurr, E. B. (1975): Communication in the Adélie penguin. *Biology of penguins*.
- Stammerjohn, S. & Maksym, T. (2017): Gaining (and losing) Antarctic sea ice: variability, trends and mechanisms. In: Thomas, D. N. ed.: *Sea Ice*. 3rd ed. pp. 261–289.
- Sun, W., Chen, B. & Messinger, D. W. (2014): Nearest-neighbor diffusion-based pan-sharpening algorithm for spectral images. *Optical Engineering* 53. pp. 13107–13107.
- Taylor, R. H., Wilson, P. R. & Thomas, B. W. (1990): Status and trends of Adélie penguin populations in the Ross Sea region. *Polar Record* 26. p. 293.
- Tou, J. T. & Gonzalez, R. C. (1977): *Pattern Recognition Principles*. 2nd edition. o. O. 377 pp.
- Trathan, P. N. & Ballard, G. (2013): Adélie Penguin. In: Borboroglu, P. B. & Boersma, P. D. (Eds.): *Penguins. Natural history and conservation*. University of Washington Press, Seattle
- Trathan, P. N., Croxall, J. P. & Murphy, E. J. (1996): Dynamics of antarctic penguin populations in relation to inter-annual variability in sea ice distribution. *Polar Biology* 16. pp. 321–330.
- Trivelpiece, W. Z., Hinke, J. T., Miller, A. K., Reiss, C. S., Trivelpiece, S. G. & Watters, G. M. (2011): Variability in krill biomass links harvesting and climate warming to penguin population changes in Antarctica. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108. pp. 7625–7628.

- Turner, J., Hosking, J. S., Bracegirdle, T. J., Marshall, G. J. & Phillips, T. (2015): Recent changes in Antarctic Sea Ice. *Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences* 373.
- Trivelpiece, W. & Volkman, N. J. (1979): Nest-Site Competition between Adélie and Chinstrap Penguins: An Ecological Interpretation. *The Auk* 96. pp. 675–681.
- USGS, (U.S. Geological Survey) (2013): How do Landsat 8 band combinations differ from Landsat 7 or Landsat 5 satellite data? http://landsat.usgs.gov/L8_band_combos.php (06/28/2016)
- Van Zinderen Bakker, E. M., Winterbottom, J. M. & Dyer, R. A. (1971): A Behaviour Analysis of the Gentoo Penguin. Marion and Prince Edward Islands. Report on the south african biological & geological expedition / 1965 - 1966. pp. 251–272.
- Vijayaraj, V., C.G. O'Hara & N.H. Younan (2004): Pansharpening and Image Quality Interface. International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Starkville.
- Volkman, N. J. & Trivelpiece, W. (1981): Nest-Site Selection among Adélie, Chinstrap and Gentoo Penguins in Mixed Species Rookeries. *The Wilson Bulletin* 93. pp. 243–248.
- Waluda, C. M., Dunn, M. J., Curtis, M. L. & Fretwell, P. T. (2014): Assessing penguin colony size and distribution using digital mapping and satellite remote sensing. *Polar Biology* 37. pp. 1849–1855.
- Williams, T. D. (1995): *The penguins: Spheniscidae*. 2. volume. Oxford.
- Witharana, C. & Lynch, H. (2016): An Object-Based Image Analysis Approach for Detecting Penguin Guano in very High Spatial Resolution Satellite Images. *Remote Sensing* 8. p. 375.
- Woehler, E. J. (1993): *The distribution and abundance of Antarctic and Subantarctic penguins*. Cambridge: SCAR, Scott Polar Research Institute. 75 p.
- Woehler, E. J., Cooper, J., Croxall, J. P., Fraser, W. R., Kooyman, G. L., Miller, G. D., Nel, D. C., Patterson, D. L., Peter, H.-U., Ribic, C. A. & Others (2001): A statistical assessment of the status and trends of Antarctic and Subantarctic seabirds.
- Woehler, E. J. & Croxall, J. P. (1997): The status and trends of Antarctic and sub-Antarctic seabirds. *Marine Ornithology*. pp. 43–66.
- Woehler, E. J. & Riddle, M. J. (1998): Spatial relationships of Adélie penguin colonies: Implications for assessing population changes from remote imagery. *Antarctic Science* 10.
- Youngflesh, C., Jenouvrier, S., Li, Y., Ji, R., Ainley, D. G., Ballard, G., Barbraud, C., Delord, K., Dugger, K. M., Emmerson, L. M., Fraser, W. R., Hinke, J. T., Lyver, P. O., Olmastroni, S., Southwell, C. J., Trivelpiece, S. G., Trivelpiece, W. Z. & Lynch, H. J. (2017): Circumpolar analysis of the Adélie penguin reveals the importance of environmental variability in phenological mismatch. *Ecology*.
- Zippel, D. (1987): Teilbericht über die wissenschaftlichen Ergebnisse während der 30.SAE im Untersuchungsgebiet King George Island. Berlin, Potsdam.
- Zmarz, A., Korczak-Abshire, M., Storbvold, R., Rodzewicz, M. & Kozłowski, I. (2015): I species population monitoring in Antarctica with UAV. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XL-1/W4*. pp. 189–193.

15 Danksagung

Diese Studie hätte nicht durchgeführt werden können, ohne die Unterstützung einer Reihe von Personen und Institutionen. So gilt unser Dank dem Umweltbundesamt (Fritz Hertel, Heike Herata) nicht nur Auftraggeber der Studie, sondern auch für die fachkundige Begleitung. Die seit vielen Jahren bestehende gute Kooperation mit den Kollegen vom Russischen Arktis- und Antarktis-Forschungsinstitut und der Russischen Antarktis-Expedition, war auch für die Erstellung dieser Studie ein zuverlässiges logistisches Fundament. Unvergessen sei all die Unterstützung unserer Geländearbeiten aber auch menschliche Wärme, die uns von den Leitern und dem Personal der Station Bellingshausen entgegengebracht wurde. Dem Alfred-Wegener-Institut Bremerhaven gilt unser Dank für die Ausrüstung mit Polarkleidung und die Unterstützung bei der Transportlogistik. Dazu zählte auch die Vermittlung des Ausrüstungstransports und, für 2014/15 die Mitreisemöglichkeit vom Expeditionsmitgliedern mit der Polar Pioneer, bei deren Kapitän und Besatzung wir uns für Ihren starken Einsatz bedanken möchten. Vor Ort erfuhren wir immer wieder große Unterstützung durch Mitarbeiter des chilenischen Unternehmens Aerovias DAP (Alejo Contreras), ohne die ein ganzer Teil der Geländeoperationen nicht möglich gewesen wären. Den Kollegen des Korea Polar Research Institute (Arbeitsgruppe Jeong-Hoon Kim) danken wir für gemeinsame Geländeaufenthalte, fachliche Diskussionen und die Möglichkeit des Datenaustausches. Für die Beteiligung an den Geländearbeiten möchten wir uns bei Christina Braun und Daniel Prowaznik bedanken, für das Zurverfügungstellen von Geländetechnik bei Dr. Winfried Vogt und für den geschickten Einsatz des LötKolbens bei Heiko Griebisch.