



HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	東日本大震災後の海岸部における生態系保全策の効果：徘徊性昆虫に着目して
Author(s)	大越, 陽
Degree Grantor	北海道大学
Degree Name	博士(農学)
Dissertation Number	甲第16270号
Issue Date	2025-03-25
DOI	https://doi.org/10.14943/doctoral.k16270
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/97682
Type	doctoral thesis
File Information	OKOSHI_Hinata.pdf



東日本大震災後の海岸部における生態系保全策の効果:
徘徊性昆虫に着目して

北海道大学大学院農学院

環境フロンティアコース 博士後期課程

大越 陽

目次

目次	i
図一覧	iv
表一覧	vi
第1章 序論	1
1.1. 研究の背景	1
1.2. 研究の目的	10
第2章 防潮堤海側の海浜幅確保による効果	12
2.1. 本章の目的	12
2.2. 方法	13
2.2.1. 調査地	13
2.2.2. データ収集	22
2.2.3. データ分析	22
2.3. 結果	24
2.3.1. 徘徊性昆虫の個体数と種数	24
2.3.2. 各調査地間の徘徊性昆虫個体数, 種数の比較	24
2.3.3. 種組成に基づく採集地点の分類	27
2.4. 考察	32
第3章 防潮堤陸側における海岸林造成回避の効果	37
3.1. 本章の目的	37
3.2. 方法	38
3.2.1. 調査地	38
3.2.2. データ収集	42
3.2.3. データ分析	42

3.3. 結果	44
3.3.1. 徘徊性昆虫の個体数と種数	44
3.3.2. 海浜区, 盛土区, 対照区間での徘徊性昆虫個体数と植生被度の比較	44
3.3.3. 盛土区と対照区における, 内陸性植物の被度と海浜性昆虫の関係	49
3.4. 考察	51
第4章 海岸林生育基盤の盛土上への覆砂による効果	55
4.1. 本章の目的	55
4.2. 方法	55
4.2.1. 調査地	55
4.2.2. データ収集	58
4.2.3. データ分析	58
4.3. 結果	59
4.3.1. 徘徊性昆虫の個体数と種数	59
4.3.2. 盛土区, 対照区, 覆砂区間での徘徊性昆虫個体数と植生被度の比較	59
4.4. 考察	64
第5章 防潮堤法面への現場表土による覆砂の効果	65
5.1. 本章の目的	65
5.2. 方法	65
5.2.1. 調査地	65
5.2.2. データ収集	69
5.2.3. データ分析	71
5.3. 結果	73
5.3.1. 徘徊性昆虫の個体数と種数	73
5.3.2. 施工区間の徘徊性昆虫個体数, 種数の比較	73

5.3.3. 種組成に基づく採集地点の分類	77
5.3.4. 堤体上の位置による徘徊性昆虫個体数, 種数, β 多様性の比較	82
5.4. 考察	87
第 6 章 総合考察	92
6.1. 各章の総括	92
6.2. 研究のもたらす意義	93
6.3. 本研究の制約, 今後の課題・展望	97
6.4. 結論	98
謝辞	100
引用文献	101
要旨	117

図一覧

Figure 1-1. 東日本大震災後の仙台湾南部海岸における海岸防災施設の模式図.	4
Figure 1-2. 仙台湾南部海岸における海岸防災施設の写真.	4
Figure 1-3. 仙台市宮城野区新浜における防潮堤セットバックの様子.	9
Figure 1-4. 仙台市若林区荒浜, 気仙沼市三島海岸における防潮堤覆砂の様子.	9
Figure 2-1. 調査地の地図.	14
Figure 2-2. 蒲生 1, 蒲生 2 の調査測線.	16
Figure 2-3. 新浜の調査測線.	17
Figure 2-4. 荒浜の調査測線.	18
Figure 2-5. 井土の調査測線.	19
Figure 2-6. 井土における防潮堤法面の様子.	20
Figure 2-7. 閑上の調査測線.	21
Figure 2-8. 各調査地における昆虫の個体数の推定周辺平均と箱ひげ図.	25
Figure 2-9. 各調査地における昆虫の種数の推定周辺平均と箱ひげ図.	26
Figure 2-10. 徘徊性昆虫種組成に基づく NMDS 結果.	29
Figure 2-11. 各調査地における海からの距離とクラスターの対応.	29
Figure 2-12. 各クラスターにおける推定周辺平均と箱ひげ図.	31
Figure 3-1. 調査地の地図と空撮写真.	39
Figure 3-2. 調査地の空中写真.	40
Figure 3-3. 調査地の空中写真と調査測線.	41
Figure 3-4. 各施工区における昆虫の個体数の推定周辺平均と箱ひげ図.	47
Figure 3-5. 各施工区における植物の被度の推定周辺平均と箱ひげ図 (グレー) .	48

Figure 3-6. 内陸性植物の被度に対する海浜性昆虫の個体数のハードルモデルによる回 帰.	50
Figure 4-1. 調査地の地図と空撮写真.	56
Figure 4-2. 調査地の空中写真と調査測線.	57
Figure 4-3. 各施工区における昆虫の個体数の推定周辺平均と箱ひげ図.	62
Figure 4-4. 各施工区における植物の被度の推定周辺平均と箱ひげ図.	63
Figure 5-1. 調査地の地図.	67
Figure 5-2. 調査地の空中写真.	68
Figure 5-3. 三島海岸の防潮堤覆砂と施工区の様子.	68
Figure 5-4. 調査地の空中写真と採集地点.	70
Figure 5-5. 防潮堤覆砂上での採集地点の模式図.	70
Figure 5-6. 各施工区における推定周辺平均と箱ひげ図.	75
Figure 5-7. 各施工区における昆虫の個体数の推定周辺平均と箱ひげ図.	76
Figure 5-8. 徘徊性昆虫種組成の NMDS 及びクラスター分析の結果.	78
Figure 5-9. 各クラスターにおける推定周辺平均と箱ひげ図.	81
Figure 5-10. 堤体上の各位置における昆虫の個体数, 種数の推定周辺平均と箱ひげ図.	84
Figure 5-11. 堤体上の各位置における海浜性, 内陸性昆虫の個体数の推定周辺平均と箱 ひげ図.	85
Figure 5-12. 堤体上の各位置における β 多様性.	86

表一覧

Table 2-1. 各調査地間を比較した GLMM の結果.	25
Table 2-2. 各クラスター間を比較した GLMM の結果.	30
Table 3-1. 海浜区, 対照区, 盛土区を比較した GLM の結果.	46
Table 3-2. 防潮堤陸側における海浜性昆虫の個体数のハードルモデルの結果.	50
Table 4-1. 対照区, 盛土区, 覆砂区を比較したハードルモデルの結果.	61
Table 4-2. 対照区, 盛土区, 覆砂区を比較した GLM の結果.	61
Table 5-1. 各施工区間を比較した GLMM の結果.	74
Table 5-2. 各クラスター間を比較した GLMM の結果.	80
Table 5-3. 堤体上の位置間を比較した GLMM の結果.	83

第 1 章 序論

1.1. 研究の背景

砂浜とその内陸部に続く海岸砂丘は、陸域と海域の境界に位置する海岸環境の 1 つである。その陸域は波浪、塩水噴霧、砂による埋没、乾燥、強風、貧栄養といった自然攪乱やストレスが大きく影響する動的な環境であり、それらが海側から内陸にかけて弱まることによる環境勾配 (environmental gradient) が見られる (Fenu *et al.* 2013; Forey *et al.* 2008; Hesp 1991; Laporte-Fauret *et al.* 2021; Maun 1998; McLachlan 1991; McLachlan and Brown 2006)。このような動的な環境と環境勾配は生息地の不均質性 (habitat heterogeneity) に繋がり、主に植物、節足動物、底生生物、鳥類を中心として生物多様性や他の環境では見られない種の生息に寄与している (Acosta *et al.* 2005; Bird *et al.* 2017; Defeo *et al.* 2009; Frederikse *et al.* 2006; Hanley *et al.* 2014; Jordan and Fröhle 2022; Wilson and Sykes 1999)。さらに砂浜と海岸砂丘は、自然攪乱による有機物の分解、海陸間での堆積物や栄養の循環といった生態系機能 (ecosystem function) ももたらしている (Buckner *et al.* 2017; Dugan *et al.* 2003; Ince *et al.* 2007; Laporte-Fauret *et al.* 2021; Polis and Hurd 1996)。特に甲虫目、ハチ目、ハエ目を中心とした昆虫類は砂浜や海岸砂丘における優占的な分類群の 1 つであり、食物連鎖による海からの栄養流入の媒介のような生態系機能を担っている点でも重要である (Colombini *et al.* 2011; McLachlan 1991; McLachlan and Brown 2006; Mellbrand *et al.* 2011; Polis and Hurd 1995)。

一方で、砂浜や海岸砂丘を含む海岸生態系は世界中で最も人間活動の影響により脅かされている生態系の 1 つである (Barbier *et al.* 2011; Defeo *et al.* 2009)。現在、世界人口の約 40% が海岸から 100 km 以内に居住していると言われており、海岸部の都市化に伴う人口増加傾向は今後も続くことが予想されている (Neumann *et al.* 2015)。加えて近年では気候変動に伴う海面上昇や極端事象といった海からの脅威が増大している。1901 年から 2018 年で世界平均海面は 0.20 m 上昇し、今後も上昇傾向が続くことが予測されている (IPCC, 2023)。また

日本では、RCP シナリオ (Representative Concentration Pathways) に基づく予測において、2007 年から 2100 年の海岸消失率が最低でも 18%、最大で 79%に昇ることが示された (Udo and Takeda 2017)。これまで、このような脅威から海岸部の都市や住民を守るための海岸防御には主にコンクリート製の堤防や擁壁等の人工構造物 (ハードインフラ/グレーインフラ) が用いられてきた。しかし、人工構造物による海岸生態系への影響に関する研究が蓄積されてきたことに加えて、将来の気候変動シナリオ下において多大な維持管理コストが予測されることから、ハードインフラを用いた海岸防御は生態的・経済的に持続不可能となりつつあることが指摘されている (Defeo *et al.* 2009; Hinkel *et al.* 2014; Morris *et al.* 2018)。以上のように、海岸生態系は海側から海面上昇や極端事象による侵食といった気候変動による影響と陸側からの都市化やハードインフラの建設といった人為的改変の影響を受けており、“coastal squeeze” と呼ばれる生息地の喪失が世界的な課題となっている (Defeo *et al.* 2009; Jordan and Fröhle 2022; Sutton-Grier *et al.* 2015)。

日本の沿岸地域では 2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震以降、国土強靱化を目指した海岸防御のために大規模な人為的改変が行われてきた。東北地方太平洋沖地震は観測史上世界で 4 番目に大きな地震であり (Earthquake Hazards Program 2019)、津波による浸水面積は岩手県、宮城県、福島県を中心として合計 561 km²、特に宮城県では全体の 58.3%である 327 km²に及んだ (国土地理院 2011)。この地震に伴う一連の災害は東日本大震災 (Great East Japan Earthquake; GEJE) と呼ばれる。一方で津波は海岸生態系にとっては低頻度・大規模の自然攪乱であると考えられている。海岸に生息する生物への津波による影響が数多く報告されている一方、津波から数ヶ月後には植物の生存や自律的な再生が見られたことが報告されている (菅野ほか 2014; Kurosawa 2016, 2021; 岡・平吹 2014; Urabe *et al.* 2013)。

東日本大震災後の復旧・復興事業の一環として、被災地域では防潮堤や海岸林といった海岸防御施設の復旧が行われた (Kurosawa 2021) (Figure 1-1)。この復旧に向けた行政の動き

は迅速であり、宮城県では震災から 2 年以内に指針やガイドラインの作成、倒木・瓦礫の処理、海岸防御施設の着工が行われ、震災後 10 年の間でほぼ全ての復旧が完了した (Furuta and Seino 2016; Kurosawa 2021; 黒沢ほか 2023)。防潮堤は、主に国土交通省または宮城県土木部により、国有林が海に面した場所では林野庁により建設された (Furuta and Seino 2016; Kurosawa 2021)。延長約 60 km に渡る砂浜海岸の広がる仙台湾南部海岸では、震災以前に建設されていた T.P. (Tokyo Peil; 東京湾中等潮位を基準とした標高) 6.2 m の防潮堤が津波により破壊され、震災後に再建された防潮堤は T.P. 7.2 m であった (Furuta and Seino 2016; Kurosawa 2021; Koshimura and Shuto 2015) (Figure 1-1, 1-2 a)。また、宮城県北部のリアス海岸では最大で T.P. 約 15 m の防潮堤が再建された (Furuta and Seino 2016; Kurosawa 2021)。

防潮堤の内陸部ではもう 1 つの海岸防御施設として、林野庁または宮城県水産林政部によりクロマツ (*Pinus thunbergii*) の海岸林が復旧された (Furuta and Seino 2016; Kurosawa 2021; 山ノ内ほか 2021)。特に仙台湾南部海岸ではほぼ全域に海岸林が復旧された他、宮城県内の他地域でも同様の復旧が行われた。震災以前の仙台湾南部海岸を含む日本のマツ類海岸林の多くは、海浜からの飛砂、塩分、強風といった自然攪乱から人間の居住地を守るため、江戸時代以降にクロマツ (一部にはアカマツ) を植林して人為的に造成されてきたものである (吉崎 2011)。歴史的に、海岸林は松葉や木材を燃料や建材として利用する地域住民によって管理されてきた (菊池 2017; 菊池ほか 2024; 吉崎 2011)。第二次世界大戦以降は化石燃料の普及により松の燃料需要が落ち込んだため、地域住民による間伐や下草刈り等の林床管理が行われなくなり、海岸林内環境の劣化を招いた。これはマツノザイセンチュウ (*Bursaphelenchus xylophilus*) によるマツ材線虫病 (松枯れ病) 蔓延の間接的な要因であることが指摘されている (中村 2017; 吉崎 2011)。一方で近年では海岸林による津波エネルギーの減衰効果が注目されており、東日本大震災後に復旧された海岸林はグリーンインフラや Eco-DRR (生態系を活用した防災・減災) の事例とされている (Kurosawa 2021; Natuhara 2018; Takeuchi *et al.* 2016)。この海岸林の復旧における林野庁のガイドラインでは、十分な根

系発達を促し津波への抵抗性を高めるため、クロマツの生育基盤として地下水面からの高さ 2–3 m で盛土を行い、その上に植林するよう定めている (Figure 1-1, 1-2 b)。

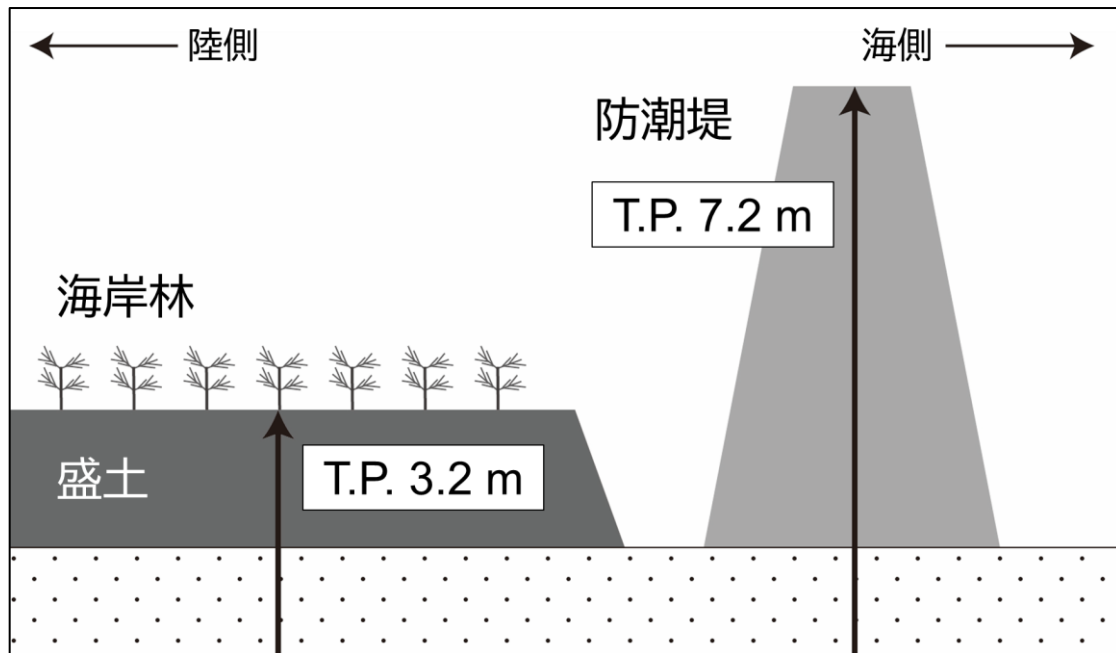


Figure 1-1. 東日本大震災後の仙台湾南部海岸における海岸防災施設の模式図.

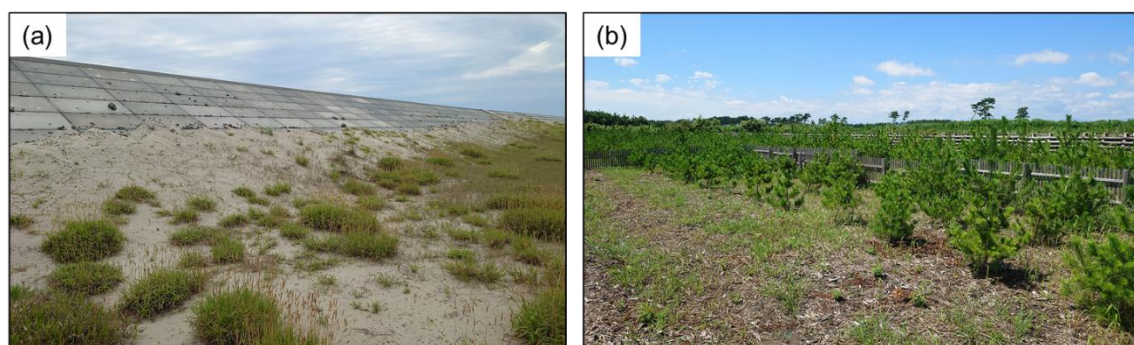


Figure 1-2. 仙台湾南部海岸における海岸防災施設.

- (a) 防潮堤陸側から撮影した堤体の写真 (2022/8/20 撮影) .
- (b) 盛土上から撮影した海岸林の写真 (2022/8/21 撮影) .

一方で、海岸部での災害復旧事業は環境影響評価の対象外であり、これらの海岸防御施設は地域の状況や背後の土地利用等が必ずしも考慮されず一律で大規模な復旧が行われたため、生態系への影響が懸念された。その要因として、グリーンインフラや Eco-DRR の概念が日本に導入される直前に国の復旧方針が策定されたこと、国の復旧方針の一部に地域の実情や景観、生態系への配慮が含まれていたにも関わらずその具体的な手順が議論・整理されていなかったこと、行政職員を含む多くの人命喪失や早期復旧の圧力に伴う現場の混乱といった点が指摘されている（Furuta and Seino 2016; Kurosawa 2021; 黒沢ほか 2023）。その結果として、復旧計画は国の通達に示された数字をそのまま当てはめる傾向にあった（Kurosawa 2021）。防潮堤は海岸防御では典型的なハードインフラの 1 つであり、東日本大震災後に復旧された防潮堤による直接的・間接的な生態系への影響が懸念された。防潮堤の建設地は震災以後に海浜性植物の出現が見られた場所を含んでおり（岡・平吹 2014）、これらは直接改変により消滅したと考えられる。また、陸側での減風や砂の移動の阻害による海浜環境の衰退、海側と陸側の分断による動物の移動や植物の種子散布の阻害といった間接的な影響も懸念された（西廣ほか 2014; 岡・平吹 2014; Kurosawa 2021）。さらに、海浜幅の減少により高潮等の中小規模攪乱に対するレジリエンス（resilience: 生態系の持つ復元力や弾力性）の低下も懸念された（西廣ほか 2014）。一般に、海岸砂丘は高潮や暴風雨といった海からの自然攪乱に対し次のようなメカニズムでレジリエンスを発揮する（Jordan and Fröhle 2022）。即ち、攪乱を受けた海岸砂丘は部分的に侵食されるものの、その砂は海側の砂浜や前浜に堆積する（Bijker 1996; Doody 2013; Everard *et al.* 2010）。したがって砂浜と海岸砂丘間の動的な系で見れば侵食は一時的なものであり、高潮や暴風雨の後は波や風の作用で砂は再び海岸砂丘に戻される（Jordan and Fröhle 2022）。しかし、人工構造物による海浜幅の減少は海岸砂丘を縮小させ、攪乱により海岸砂丘全体が侵食される可能性を高めるため海浜生態系は侵食に対しより脆弱になる（Alejo *et al.* 2005; Berry *et al.* 2014）。海岸林については、クロマツ生育基盤として行った盛土による生態系への影響が懸念とされている。これら

の盛土は海岸部の砂ではなく、内陸の丘陵部で採取された鉾質土壌を用いたものであり、津波後に残存、再生、または新たに出現した植生や環境を埋没させた（Kurosawa 2021; 西廣ほか 2014）。加えて、盛土上の環境は海浜性植物の定着や生長を妨げていることが報告されている（曲渕ほか 2020; 山ノ内ほか 2021）。

こうした懸念を受け、復旧事業地全体と比べて小規模ではあるものの、各地で生態系保全に関する様々な事業や取り組みが行われた（黒沢ほか 2023）。震災後の宮城県では、多くの研究者や環境保護団体、市民グループ等が海岸部で調査を行い、復旧事業による動植物個体群の回復・再生への懸念を報告した（Furuta and Seino 2016; 黒沢ほか 2023; 西廣ほか 2014）。しかし、こうした状況は一般には知られず、防潮堤建設は 2012 年 1 月、海岸林造成は 2012 年 5 月に着工を迎えた（黒沢ほか 2023）。また、復旧事業に先駆け、国土交通省は 2011 年 11 月に「河川・海岸構造物の復旧における景観配慮の手引き」を作成し、原形復旧にこだわらない景観配慮事例を示したものの、これらは実現を見なかった（黒沢ほか 2023）。復旧事業着工後も、2012 年度までに植生学会、日本生態学会、日本水産学会が緊急の要望や申立書を林野庁や各県知事に提出した（黒沢ほか 2023; 西廣ほか 2014）。こうした手引きや要望、申立書提出の動きを背景に、2011 年から 2013 年頃には国土交通省と宮城県の共同、国土交通省東北地方整備局、林野庁、宮城県土木部等により、専門家に助言を求めるための検討委員会等が設立された（黒沢ほか 2023）。このような経緯を経て、各地で生態系保全に関する様々な事業や取り組みが行われた。早期復旧が求められたことや上述のような現場の混乱もあり、これらは元々の計画や確立された技術・知見に基づくものではなく、十分な計画や事業間での連携も行われなかった（Kurosawa 2021; 黒沢ほか 2023）。しかし、それ故に既存の技術や知見にはない多様な取り組みが行われたため、黒沢ほか（2023）はこれらがグリーンインフラや自然を基盤とする解決策（Nature based Solutions; NbS）を企図したものではないものの、取り組みの一部がグリーンインフラや生態系サービス間のコンフリクト回避、NbS の手法を検討する際の選択肢となる可能性を指摘している。以下に、本研究に関

係する取り組みを抜粋し、その内容や経緯について述べる。

第一に防潮堤のセットバック（引堤）が挙げられる。国土交通省東北地方整備局が設置した仙台湾南部海岸環境対策委員会では、植物の代表的な重要種の出現状況に基づき、汀線からの距離が 70 m 以上、地盤高が T.P. +2.5 m 以上の海岸が物理環境面から見た良好な砂浜環境と定義された（萱場ほか 2023）。この条件を満たし、かつ海浜性生物の回復が顕著なエリアの一つと位置付けられた仙台市宮城野区新浜の砂浜では、海浜幅の確保や重要種の保全のために防潮堤の計画位置約 35 m 陸側へのセットバックが行われた（Figure 1-3）（萱場ほか 2023; 黒沢ほか 2023; 佐藤ほか 2023）。また、海浜幅の確保を目的としたもの以外にも、宮城県内で同様に防潮堤のセットバックを行った事例がいくつかある（黒沢ほか 2023）。

第二に防潮堤堤体法面への覆砂が挙げられる。仙台市若林区荒浜では、近隣の七北田川河口の浚渫砂を用いて防潮堤への覆砂を行い、砂浜植生の再生を試みた（Kurosawa 2021; 黒沢ほか 2023; Matsushima and Zhong 2022）（Figure 1-4 a）。覆砂は研究者の提案に基づき宮城県仙台土木事務所により行われ、2019 年 6 月 5 日に約 30 cm の厚さで海側と陸側両方の堤体法面が覆砂された。覆砂から 1 年後の 2020 年には多くの部分で海浜性の植生が成立していたことが報告された（Matsushima and Zhong 2022）。仙台市若林区井土では、海岸や隣接する潟湖干潟（井土浦）への環境配慮や工事に伴う発生土の処理のため、国土交通省東北地方整備局及び宮城県土木部が CSG（Cemented Sand and Gravel）工法を採用した。この施工では防潮堤の建設予定地から予め取り置いた砂浜表土を用いて陸側の堤体法面へ覆砂が行われた（黒沢ほか 2023）。気仙沼市三島海岸では防潮堤建設以前の現場表土を用い、法面への覆砂及び緑化施工が行われた（Figure 1-4 b）。近隣の大谷海岸も含めた当該地域では、地域住民により「防潮堤を勉強する会」「大谷まちづくり勉強会」「大谷里海（まち）づくり検討委員会」「大谷海岸関係者会議」等が結成され、様々な生物多様性保全の取り組みが行われた（一ノ瀬 2021; 黒沢ほか 2023; 三浦 2015）。三島海岸では震災後に林野庁により防潮堤が建設され、建設以前の現場に存在していた砂浜とクリ・コナラ林の表土を用いて法面への覆砂が

行われた。加えて、有機質を内包した生分解性の植生基盤マットによる植生定着の促進や海浜性植物地下茎片の移植、海浜性植物苗の植栽が行われた。

第三に海岸林造成のための盛土や植林を行わない区域の設定が挙げられる。仙台市若林区荒浜から宮城野区新浜にかけての区域では、林野庁の設置した仙台湾沿岸海岸防災林生物多様性保全対策検討委員会での審議を受けて「生物多様性配慮ゾーン（仙台地区）」が設定された。これは津波後に残存、再生、または新たに出現した砂地、湿地帯やクロマツ林からなる生態系を保護するため設定されたもので、その中には植林や盛土を行わなかった区域が約 15 ha 含まれる（Kurosawa 2021; 黒沢ほか 2023; 岡・平吹 2017）。また、海岸林事業地に含まれる市有地や民有地の一部においても、研究者や市民の意見を受けて同様に盛土や植林が行われなかった区域がある。

第四に海岸林生育基盤として造成された盛土地盤上への海浜砂の覆砂が挙げられる。仙台市宮城野区新浜では、上述の「生物多様性配慮ゾーン（仙台地区）」内の区画において海浜砂による盛土地盤の被覆が行われた。この施工では、埋土種子からの海浜植生の再生を期待して、海岸林造成以前に取置された海浜砂（砂質未熟土）により 10 cm 厚で盛土地盤上に覆砂された（Kurosawa 2021; 黒沢ほか 2023）。この区画では、少なくとも施工後数年間は海浜性植物の保全効果が見られたことが報告されている（山ノ内ほか 2021）。

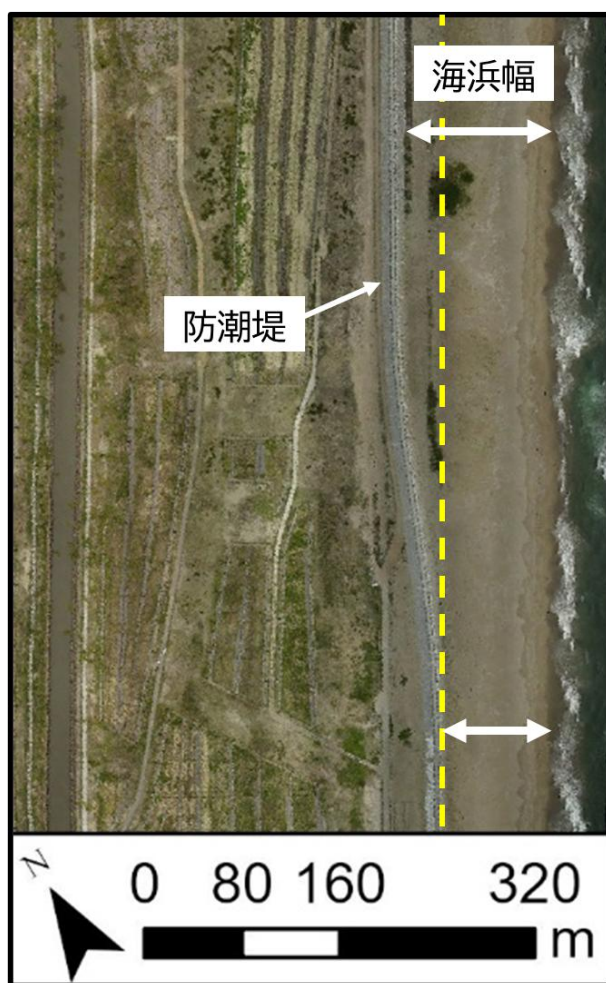


Figure 1-3. 仙台市宮城野区新浜における防潮堤セットバックの様子.
破線（黄）：セットバックしていない防潮堤の位置. 矢印（白）：海浜幅.

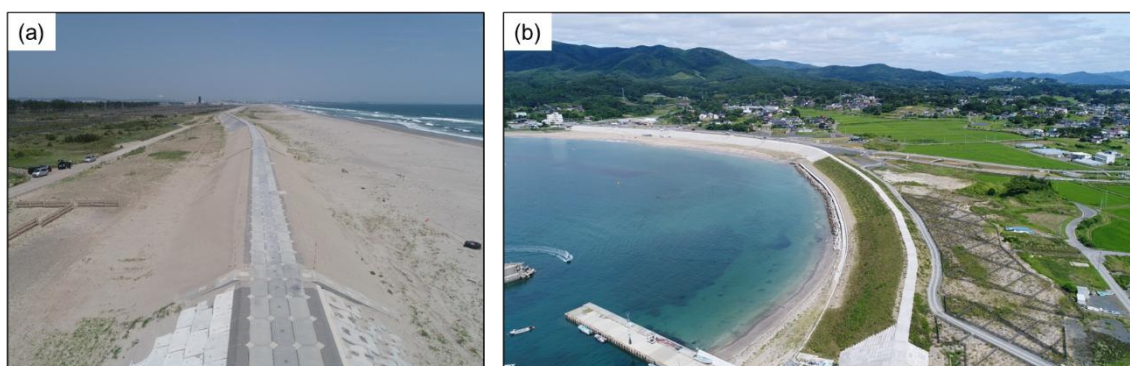


Figure 1-4. (a) 仙台市若林区荒浜における防潮堤覆砂の様子.
(b) 気仙沼市三島海岸における防潮堤覆砂の様子.

1.2. 研究の目的

以上のように、宮城県の砂浜海岸は津波という低頻度・大規模な自然撓乱、その後の海岸防御のための大規模な人為的改変、既存の知見にはない多様な生態系保全策、という経緯を経た非常に特異な状況にある。しかし、実施された多様な生態系保全策の効果について検証した研究の多くは植物に関するものに限定されている。様々な生物や生態系サービスへの影響について検証することは、今後の生物多様性に配慮した海岸保全策の検討に重要である。

本研究では、主に徘徊性昆虫に着目した定量的な調査を行った。砂浜や海岸砂丘において昆虫類は優占的な分類群の一つであり、人為的な改変や管理、復元による生態系への影響の指標としての有用性も示されている (Elliott *et al.* 2024; McLachlan 1991; McLachlan and Brown 2006)。中でも、主に地表での歩行により移動する昆虫である徘徊性昆虫は、捕獲や定量化が比較的容易であることからしばしば海岸砂丘やその他陸上生態系の指標生物として用いられる (Bird *et al.* 2017; Pearce and Venier 2006; Rainio and Niemelä 2003; Schirmel and Buchholz 2011)。本研究においては、徘徊性昆虫は移動性の低さから復旧事業での防潮堤建設や盛土のような土地改変の影響を受けやすいと考えられる。復旧事業後の宮城県の砂浜海岸においては、徘徊性昆虫の出現記録は行われているが (五十嵐 2019; 神室ほか 2020)、定量的な比較をした研究は無い。

本研究では宮城県の砂浜海岸における災害復旧事業として行われた防潮堤建設や海岸林造成に対する様々な生態系保全策の効果を主に徘徊性昆虫に着目して包括的に検証し、生物多様性に配慮した海岸保全の可能性と施工上の留意点について提言することを目的とした。第2章では防潮堤海側に着目し、汀線から防潮堤までの距離、即ち海浜幅の異なる調査地間での比較から、防潮堤のセットバック等により海浜幅を確保することの効果を検証した。第3章では、防潮堤陸側における海岸林造成のための盛土地盤による影響に着目した。防潮堤陸側においてクロマツ植林による海岸林造成のための盛土が行われた区域、海岸林

造成のための盛土が行われなかった区域、防潮堤海側の海浜区域、の3つの環境下で徘徊性昆虫相と植生を比較し、防潮堤陸側での盛土地盤造成回避による効果を検証した。第4章では、盛土地盤の表面に海岸林造成以前の海浜砂を用いて行われた覆砂の効果に着目した。盛土地盤上への覆砂を行った区域と行わなかった区域における徘徊性昆虫相と植生の比較から覆砂の効果を検証した。第5章では、防潮堤海側の堤体法面上に建設以前の現場表土を用いて行った覆砂に着目した。海側法面、堤外の砂浜、現場表土を用いていない陸側法面で見られた徘徊性昆虫相の比較と、覆砂基盤（用いた表土）の影響の分析から、この覆砂による徘徊性昆虫群集の生息地創出の効果を検証した。

第2章 防潮堤海側の海浜幅確保による効果

2.1. 本章の目的

東北地方仙台湾に面する、延長約 60 km に渡って砂浜海岸が広がる仙台湾南部海岸では、東日本大震災後に再建された防潮堤による海岸生態系への影響が懸念された。この防潮堤は海浜性生物の生息地を直接喪失させたと考えられるだけでなく、陸側での減風や砂の移動の阻害による海浜環境の衰退、海側と陸側の分断による動物の移動や植物の種子散布の阻害、海浜幅の減少によるレジリエンスの低下といった間接的な影響も懸念された（西廣ほか 2014; 岡・平吹 2014; Kurosawa 2021）。

こうした防潮堤による影響に対する保全策の検討において、しばしば汀線から防潮堤までの距離、即ち海浜幅が着目された。例えば、国土交通省東北地方整備局が設置した仙台湾南部海岸環境対策委員会では、植物の代表的な重要種の出現状況に基づき、汀線からの距離が 70 m 以上、地盤高が T.P. +2.5 m 以上の海岸が物理環境面から見た良好な砂浜環境と定義された（萱場ほか 2023）。この条件を満たし、かつ海浜性生物の回復が顕著なエリアの一つと位置付けられた仙台市宮城野区新浜の砂浜では、海浜幅の確保や重要種の保全のために防潮堤の計画位置から約 35 m 陸側へのセットバックが行われた（萱場ほか 2023; 黒沢ほか 2023; 佐藤ほか 2023）。

人工構造物の建設により海浜幅が減少した場合、波浪や潮汐からの避難地の喪失や内陸部の生息環境の喪失といった影響を及ぼす場合がある（Jaramilo *et al.* 2021; Koyama and Ide 2020）。そこで本章では海浜幅の異なる調査地間、及び防潮堤海側と陸側における徘徊性昆虫相を比較することで、防潮堤建設に伴う海浜幅の減少と陸側での環境の変化による影響を明らかにし、セットバック等により海浜幅を確保することの効果を検証することを目的とした。

2.2. 方法

2.2.1. 調査地

本研究では、東北地方仙台湾に面する仙台湾南部海岸のうち、宮城県の七北田川河口周辺から名取川河口周辺までの約 12 km に渡る砂浜海岸を調査対象地域とした。地形学的には、この地域の沿岸部は砂浜、塩性湿地、人工的に造成されたクロマツ海岸林といった景観を有する。東北地方太平洋沖地震に伴う津波はこの地域の海岸線から 4 km まで到達したと推定されている (Sugawara *et al.* 2013)。当該地域において、砂浜上における防潮堤の有無、海浜幅、後背地の状況を考慮し、蒲生 1、蒲生 2、新浜、荒浜、井土、閑上という計 6 か所を調査地として選定した (Figure 2-1)。各調査地にて、汀線に直交するように調査測線を 1 本設定した。

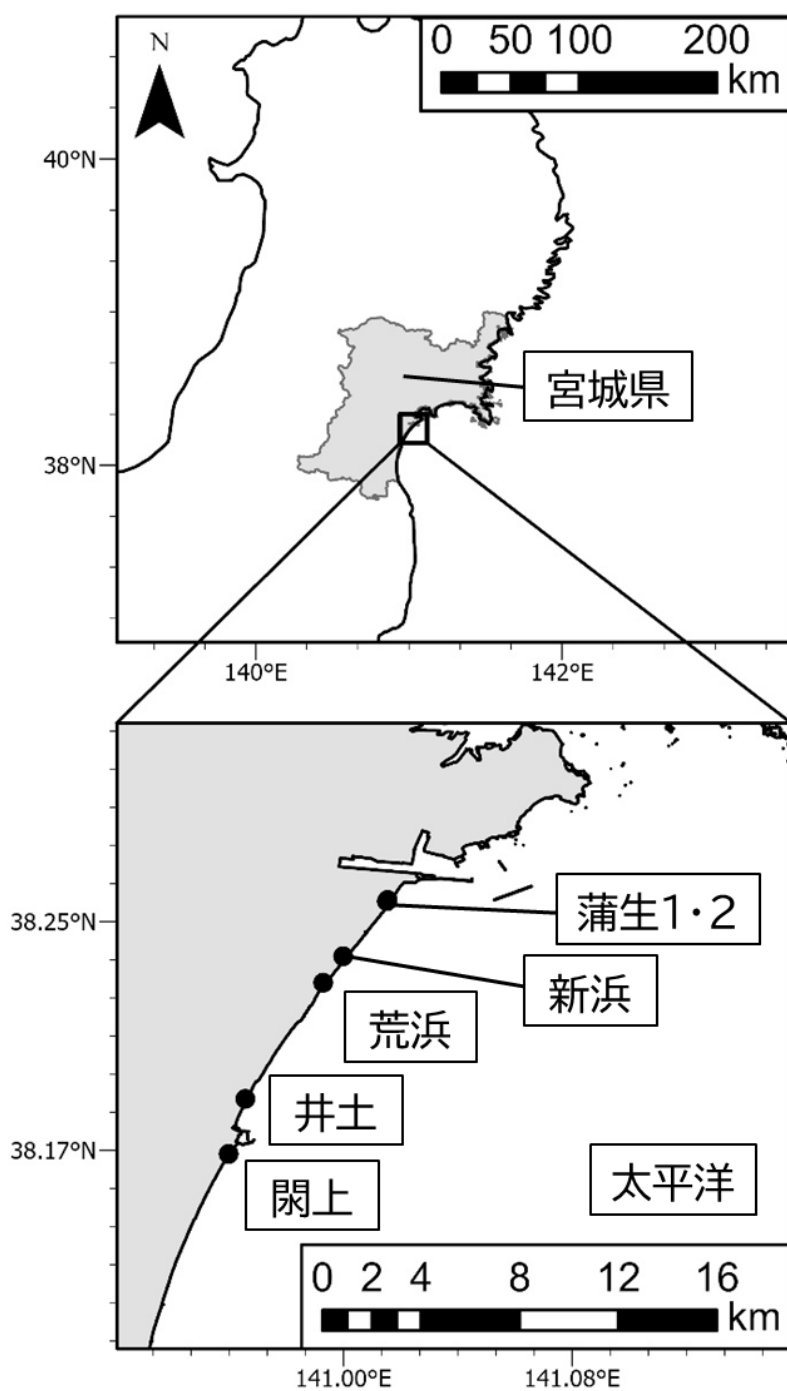


Figure 2-1. 調査地の地図. 地図は国土交通省の国土数値情報

(<https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-N03-2024.html>: 2024/3/4 確認) と
 Natural Earth の世界海岸線データ
 (<https://www.naturalearthdata.com>: 2024/3/4 確認) を基に作成.

蒲生は宮城県仙台市宮城野区、七北田川河口の左岸に位置する。ここは震災前から砂浜の後背地に潟湖干潟（蒲生干潟）が存在する海岸砂州地形であった。震災直後には津波による侵食、並びに地盤沈下により砂浜が失われたものの、その後自然に干潟や砂浜が回復した。防潮堤建設の際は干潟保全を求める地域住民の要望を受け、干潟より内陸側へのセットバックが行われた（Furuta and Seino 2016; Kurosawa 2021; 黒沢ほか 2023）。そのため、本研究での調査地の中では唯一砂浜上に防潮堤が存在せず（Figure 2-2）、防潮堤建設に伴う環境変化の影響は砂浜上においては比較的少ないと予想された。蒲生 1 は海岸砂州の中程に位置しており、内陸側にはヨシ原が見られた。汀線からヨシ原までの距離は 2021 年 9 月時点で約 230 m であった。調査測線は汀線付近からヨシ原まで 220 m 設定した。蒲生 2 は蒲生 1 の南西約 50 m に位置する。汀線から干潟までの距離は 2021 年 9 月時点で約 190 m であった。調査測線は汀線付近から干潟まで 180 m 設定した。

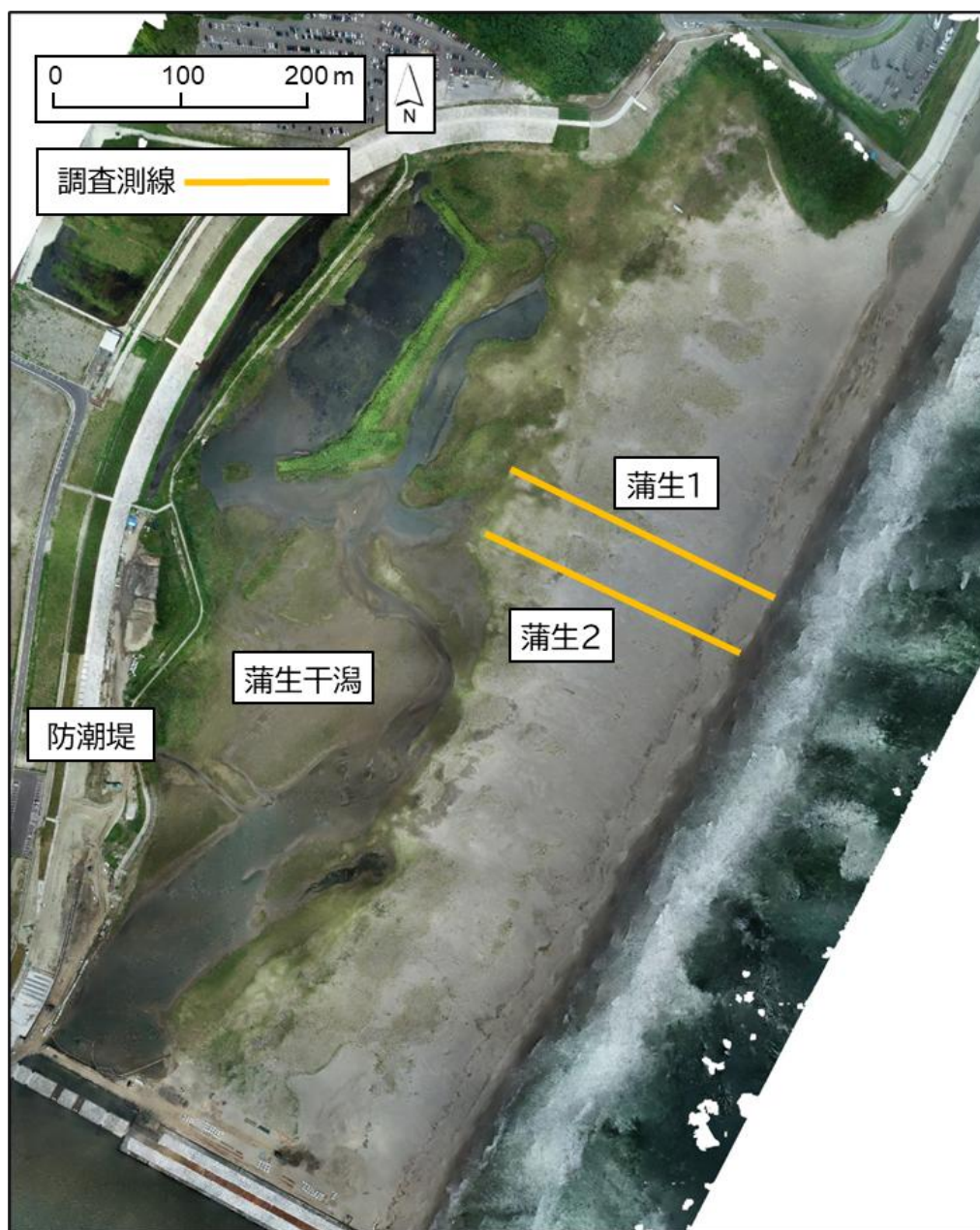


Figure 2-2. 蒲生 1, 蒲生 2 の調査測線.

新浜は宮城県仙台市宮城野区、七北田川河口から右岸方向約 2 km に位置する。ここでは砂浜上に防潮堤が建設されていた (Figure 2-3)。防潮堤陸側では、堤体下端から約 30 m までは盛土や植林といった海岸林造成が行われなかった区域であり、その間に砂利舗装の管理車道を挟んでいた。そのさらに内陸には生育基盤として盛土を伴うクロマツ海岸林が造成されていた。海浜幅は 2021 年 9 月時点で約 100 m であった。調査測線は汀線付近から海岸林まで 160 m 設定した。

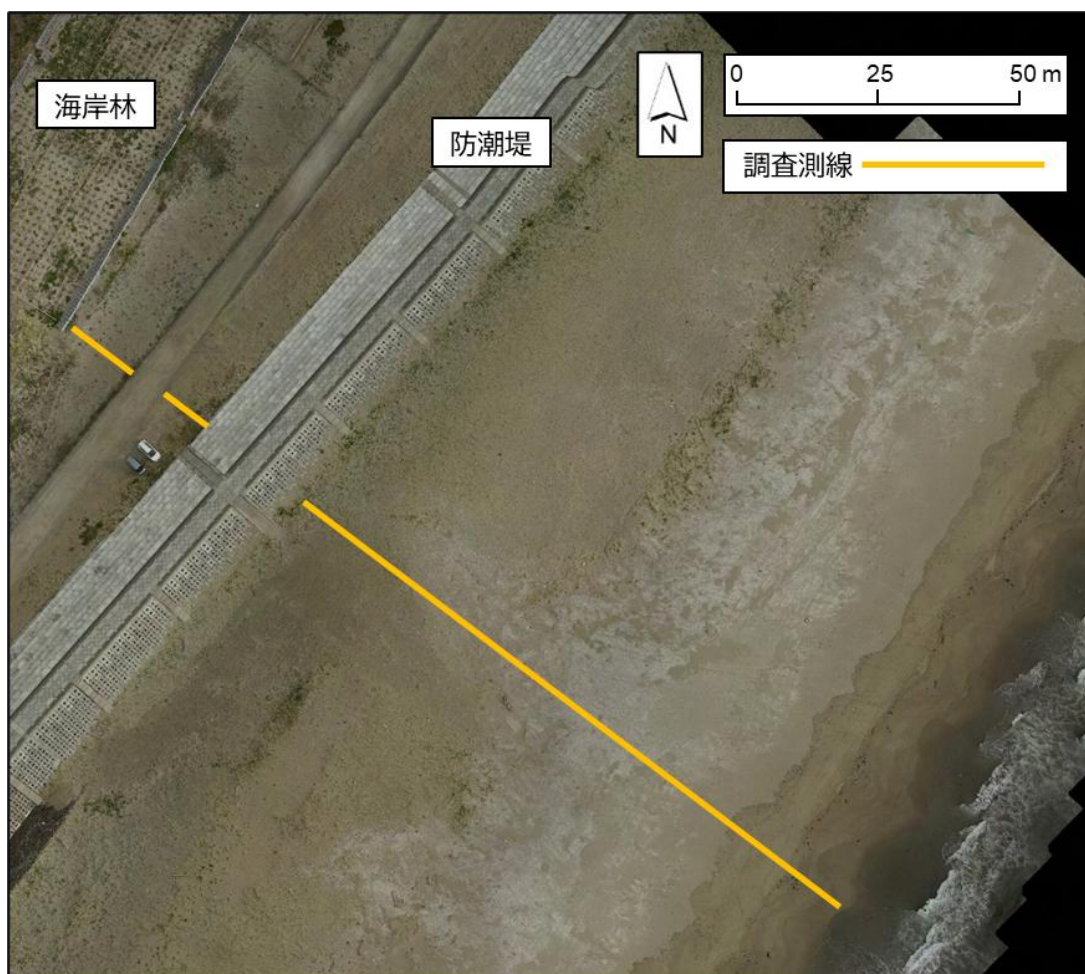


Figure 2-3. 新浜の調査測線.

荒浜は宮城県仙台市若林区，新浜から南西約 1 km に位置する。ここでは砂浜上に防潮堤が建設されていた（Figure 2-4）。ここでは，2019 年 6 月 5 日に七北田川河口の浚渫土砂を用いて堤体法面上に厚さ約 30 cm の覆砂が人為的に行われた。防潮堤陸側では，堤体下端から約 80 m までは盛土や植林といった海岸林造成が行われなかった区域であり，その間に砂利舗装の管理車道が横切っていた。そのさらに内陸には生育基盤として盛土を伴うクロマツ海岸林が造成されていた。海浜幅は 2021 年 9 月時点で約 75 m であった。調査測線は汀線付近から管理車道まで 120 m 設定した。



Figure 2-4. 荒浜の調査測線.

井土は宮城県仙台市若林区、名取川河口左岸に位置する。ここは震災前から砂浜の後背地に潟湖干潟（井土浦）が存在する海岸砂州地形であった。震災直後には津波により砂浜の大部分が一時的に失われたものの、その後自然に干潟が回復した。砂浜上に防潮堤が建設されている一方、その陸側では盛土や植林といった海岸林造成が行われておらず、防潮堤以外の人為的な改変は堤体付近に砂利舗装の管理車道があるのみであった（Figure 2-5）。また堤体の陸側では、近隣の名取川河口の浚渫砂を用いた法面への覆砂が2017年にCSG工法により行われた（岡 2021）。加えて、堤体の海側でも天端付近まで自然に砂が堆積していた（Figure 2-6 a, b）。海浜幅は2021年9月時点で約80 mであった。調査測線は汀線付近から干潟まで200 m設定した。また、防潮堤の陸側法面の覆砂上でも、法肩と法尻の2点に調査地点を設定した。



Figure 2-5. 井土の調査測線.

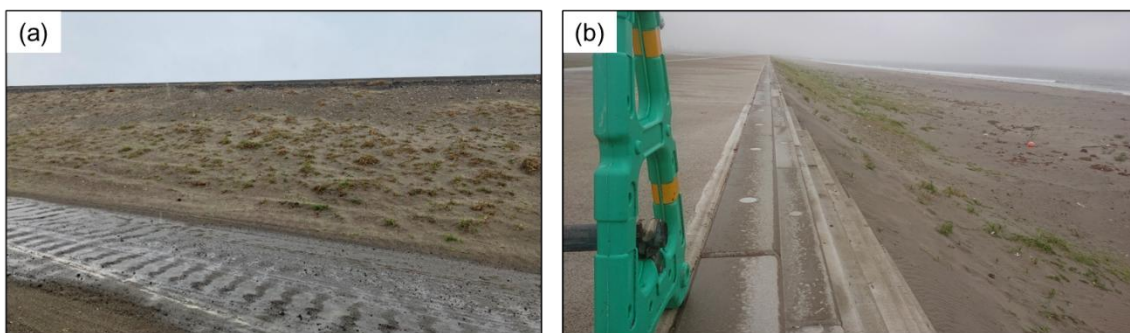


Figure 2-6. 井土における防潮堤法面の様子.

(a) 陸側 (2021/4/29 撮影) . (b) 海側 (2020/6/25 撮影) .

関上は宮城県名取市、名取川河口右岸に位置する。ここでは砂浜上に防潮堤が建設されていた（Figure 2-7）。防潮堤海側では他の防潮堤がある調査地と比べて海浜幅が広がった。一方で防潮堤陸側では堤体下端から数 m の位置に工事用車道が敷設されており、そのさらに内陸側には生育基盤として盛土を伴うクロマツ海岸林が造成されていた。海浜幅は 2021 年 9 月時点で約 210 m であった。調査測線は汀線付近から防潮堤海側下端まで 200 m 設定した他、防潮堤陸側下端付近にも調査地点を 1 点設定した。



Figure 2-7. 関上の調査測線.

2.2.2. データ収集

徘徊性昆虫の採集地点は調査測線上に原則 20 m 間隔で設定した。ただし、汀線や車道により 20 m の間隔を空けることができない場合は間隔を 10 m にするか、設置を行わなかった。

徘徊性昆虫はピットフォールトラップを用いて採集した。トラップには直径 75 mm、深さ 125 mm のプラスチックカップを用い、逃走防止のため 20%プロピレングリコール溶液 50 mL をカップに注いだ。トラップは各採集地点に 2 個ずつ、調査ラインを挟んで 2 m 間隔で設置した。サンプルの回収は設置から約 24 時間後の回収を 3 回繰り返し、その後実験室で種同定を行った。サンプリングは 2021 年 9 月に実施した。

2.2.3. データ分析

ピットフォールトラップで採集されたサンプルのうち、徘徊性昆虫のみを分析に用いた。昆虫以外の節足動物、飛翔性の昆虫、幼虫は分析から除いた。先行研究や採集記録、図鑑等に記載された主要な生息地に基づき、採集された徘徊性昆虫の種を以下の 2 種類に分類して分析を行った。1) 海浜性: 主な生息地が砂浜や海岸砂丘、内陸の河川敷等を含む砂地である種。2) 内陸性: 海浜性以外の、一般に砂浜や海岸砂丘では見られない種。したがって、本研究における海浜性昆虫は必ずしも海浜環境にのみ生息する種ではないが、いずれも砂浜や海岸砂丘に典型的な種である。

各調査地における海浜幅の違いによる徘徊性昆虫相の差異を比較するため、一般化線形混合モデル (Generalized linear mixed model: GLMM) を用いて分析を行った。この分析には防潮堤海側のデータのみを用い、新浜、荒浜、井土、閑上の防潮堤陸側及び井土の防潮堤陸側法面のデータは分析から除外した。また、防潮堤海側で採集された徘徊性昆虫の多くは海浜性であったため、海浜性と内陸性に分けた分析は行わなかった。1 地点あたりの平均個体数、平均種数を応答変数、調査地 (蒲生 1、蒲生 2、新浜、荒浜、井土、閑上) を固定効果、各

採集地点をランダム効果とした。調査地間の差は蒲生 1 を対照群として推定された。確率分布はポアソン分布を用いた。事後検定として, R パッケージ “emmeans”内の emmeans 関数 (Lenth 2023) を用いて施工区間での推定周辺平均 (estimated marginal means: モデルから推定される平均値) の多重比較を行った。分析には R ver. 4.2.0 (R Core Team 2022) , R パッケージ “glmmTMB” (Mollie *et al.* 2017) , “emmeans” (Lenth 2023) を用いた。

徘徊性昆虫の種組成を基に, Bray-Curtis 距離を用いた NMDS (非計量多次元尺度法) による採集地点の序列化を行った。この分析には全ての採集地点のデータを用いた。また, 分析には在・不在ではなく個体数データを用いた。これに k-means 法による非階層クラスター分析を行い, Calinski-Harabasz 基準 (Caliński and Harabasz 1974) により 3 つのクラスター A-C に分類した。さらに, IndVal 法 (Dufrêne and Legendre 1997) を用いて各クラスターの指標種を明らかにした。クラスターの特徴を把握するため, GLMM を用いて分析を行った。1 地点あたりの平均個体数, 海浜性昆虫の個体数, 内陸性昆虫の個体数を応答変数, クラスターを固定効果, 各採集地点をランダム効果とした。クラスター間の差はクラスター A を対照群として推定された。確率分布はポアソン分布を用いた。事後検定として, R パッケージ “emmeans” 内の emmeans 関数 (Lenth 2023) クラスター間での推定周辺平均の多重比較を行った。分析には R ver. 4.2.0 (R Core Team 2022) , R パッケージ “vegan” (Oksanen *et al.* 2022) , “glmmTMB” (Mollie *et al.* 2017) , “emmeans” (Lenth 2023) を用いた。

2.3. 結果

2.3.1. 徘徊性昆虫の個体数と種数

全調査地で合計 36 種 1150 個体の徘徊性昆虫が採集され、そのうち 20 種 875 個体を海浜性、16 種 275 個体を内陸性と分類した。防潮堤海側では合計 27 種 945 個体が採集され、そのうち 18 種 812 個体を海浜性、9 種 133 個体を内陸性と分類した。また、防潮堤陸側では合計 20 種 205 個体が採集され、そのうち 9 種 63 個体を海浜性、11 種 142 個体を内陸性と分類した。

2.3.2. 各調査地間の徘徊性昆虫個体数、種数の比較

各調査地間を比較した GLMM の結果を Table 2-1 に示す。平均個体数については、説明変数「新浜」が 95% Wald 信頼区間に 0 を含まない正の係数を示した ($\text{coefficient} = 0.907 \pm 0.391$ SE)。個体数の推定周辺平均値は新浜と荒浜で多かったものの、多重比較の結果、いずれの調査地間でも有意差は認められなかった (Figure 2-8)。

平均種数については、説明変数「荒浜」が 95% Wald 信頼区間に 0 を含まない正の係数を示した (0.526 ± 0.267) (Table 2-1)。種数の推定周辺平均値は荒浜で多く蒲生 1 で少なかったものの、多重比較の結果、いずれの調査地間でも有意差は認められなかった (Figure 2-9)。

Table 2-1. 各調査地間を比較した GLMM の結果.

応答変数	説明変数	係数	SE	z value	p value
平均個体数 (切片)		2.326	0.234	9.922	0.000
	蒲生2	0.420	0.341	1.232	0.218
	新浜	0.907	0.391	2.322	0.020
	荒浜	0.852	0.449	1.899	0.058
	井土	-0.156	0.431	-0.362	0.717
	閑上	0.145	0.335	0.433	0.665
平均種数 (切片)		1.179	0.160	7.361	0.000
	蒲生2	0.208	0.225	0.923	0.356
	新浜	0.165	0.263	0.628	0.530
	荒浜	0.526	0.267	1.973	0.048
	井土	0.156	0.280	0.559	0.576
	閑上	0.335	0.214	1.570	0.116

SE: Standard Error.

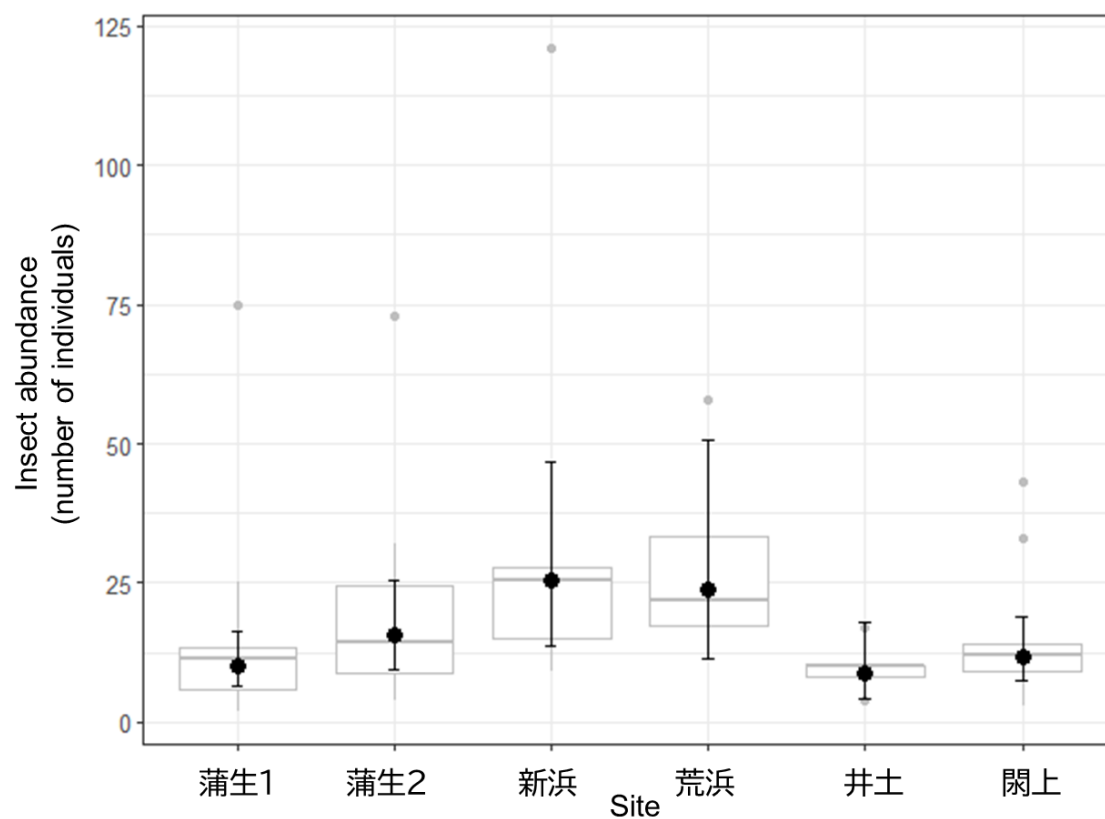


Figure 2-8. 各調査地における昆虫の個体数の推定周辺平均 $\pm$ 95%信頼区間 (黒) と箱ひげ図 (グレー) .

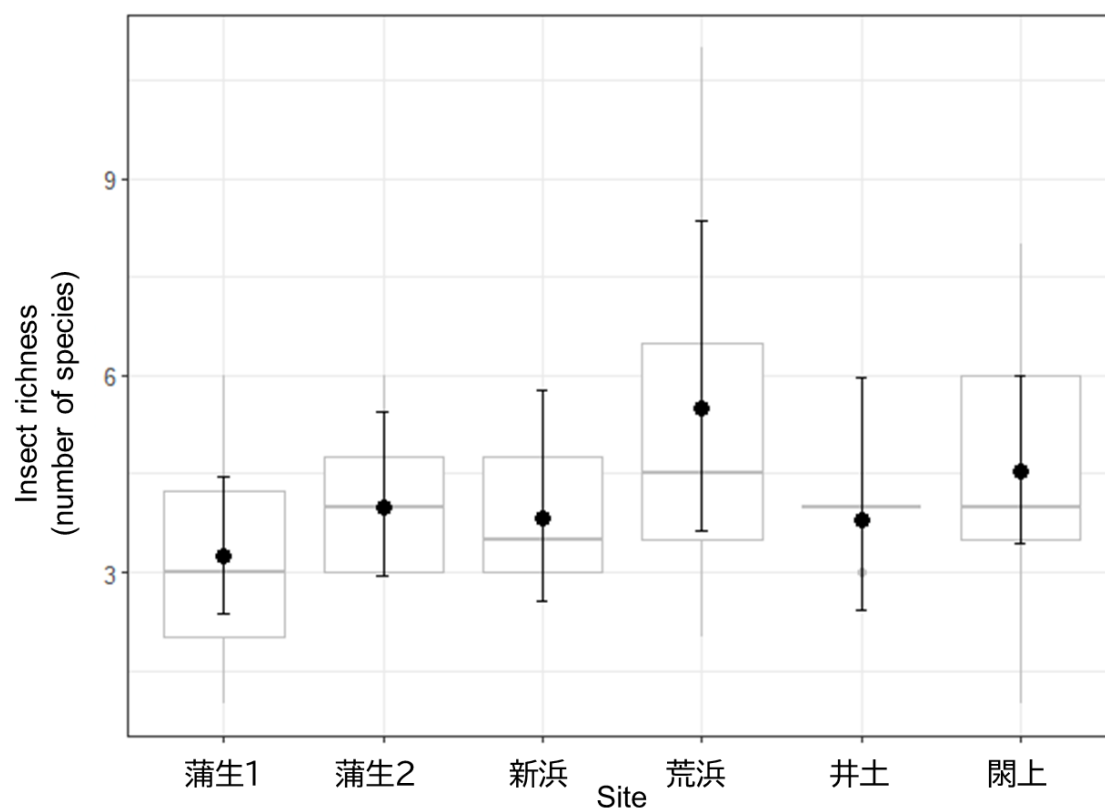


Figure 2-9. 各調査地における昆虫の種数の推定周辺平均 $\pm 95\%$ 信頼区間（黒）と箱ひげ図（グレー）。

2.3.3. 種組成に基づく採集地点の分類

NMDS による種組成の分析において、0 に近い程完全な 2 次元空間への当てはまりに近いことを示す STRESS 値は 0.137 であり、今回の当てはまりは良好であると判断した。この種組成に基づくクラスター分析の結果、採集地点は 3 つのクラスターに分類された (Figure 2-10)。なお、各採集地点は堤体に最も近い点を始点として、防潮堤海側では汀線に向かって S1, S2, …, Sn, 防潮堤陸側では内陸に向かって L1, L2, …, Ln, 井土の防潮堤陸側法面の覆砂上では法肩を W1, 法尻を W2 とした。クラスターは海からの距離, 防潮堤陸側, 堤体付近で異なる傾向が見られた (Figure 2-11)。クラスター A には主に海に近い採集地点が分類され、最も海側から蒲生 1, 蒲生 2 では 100 m まで、新浜, 閑上では 60 m まで、荒浜, 井土では 40 m までの採集地点が分類された。クラスター B には主に防潮堤陸側と海側の堤体付近の採集地点が分類される傾向にあり、新浜, 荒浜, 閑上では防潮堤陸側及び海側の堤体に最も近い採集地点, 新浜では堤体から海側に 20 m 離れた採集地点, 閑上では堤体から海側に 40 m 離れた採集地点までが分類された他, 蒲生 1, 蒲生 2 でも一ヶ所ずつが分類された。クラスター C には主に干潟のある調査地の内陸部が分類される傾向にあり、蒲生 1 の最も海側の採集地点から 140–220 m の間の採集地点, 蒲生 2 の 120–180 m の間の採集地点, 井土の防潮堤陸側, 法面覆砂上及び海側の堤体から 20 m 離れた採集地点までが分類された他, 閑上の最も海側の採集地点から 80–140 m の間の採集地点が分類された。

指標種分析の結果、クラスター A ではハマベエンマムシ (*Hypocaccus (Baeckmanniolus) varians varians*) (IndVal = 0.464, $p < 0.05$), コケシガムシ (*Cercyon (Cercyon) aptus*) (0.392, $p < 0.05$), クロホソアリモドキ (*Cordicollis baicalicus*) (0.223, $p < 0.05$), フトツヤケシヒゲブトハネカクシ (*Aleochara (Coprochara) squalithorax*) (0.930, $p < 0.05$), クラスター B ではオサムシモドキ (*Craspedonotus tibialis*) (0.598, $p < 0.05$), チビイッカク (*Mecynotarsus minimus minimus*) (0.393, $p < 0.05$), シラフヒョウタンゾウムシ (*Meotiorhynchus querendus*) (0.344, $p < 0.05$), マルチビゴミムシダマシ (*Caedius marinus*) (0.292, $p < 0.05$), カクスナゴミムシダマシ

(*Gonocephalum (Gonocephalum) recticolle*) (0.154, $p < 0.05$), クロゴモクムシ (*Harpalus (Pseudoophonus) pastor niigatanus*) (0.827, $p < 0.05$), テラニシシリアゲアリ (*Crematogaster teranishii*) (0.446, $p < 0.05$), セアカヒラタゴミムシ (*Dolichus halensis*) (0.224, $p < 0.05$), ゾウムシ科不明種 (*Curculionidae* sp.) (0.154, $p < 0.05$), クラスターC ではオオハサミムシ (*Labidura riparia japonica*) (0.626, $p < 0.05$), ヤマトマダラバッタ (*Epacromius japonicus*) (0.545, $p < 0.05$) が指標種として抽出された。

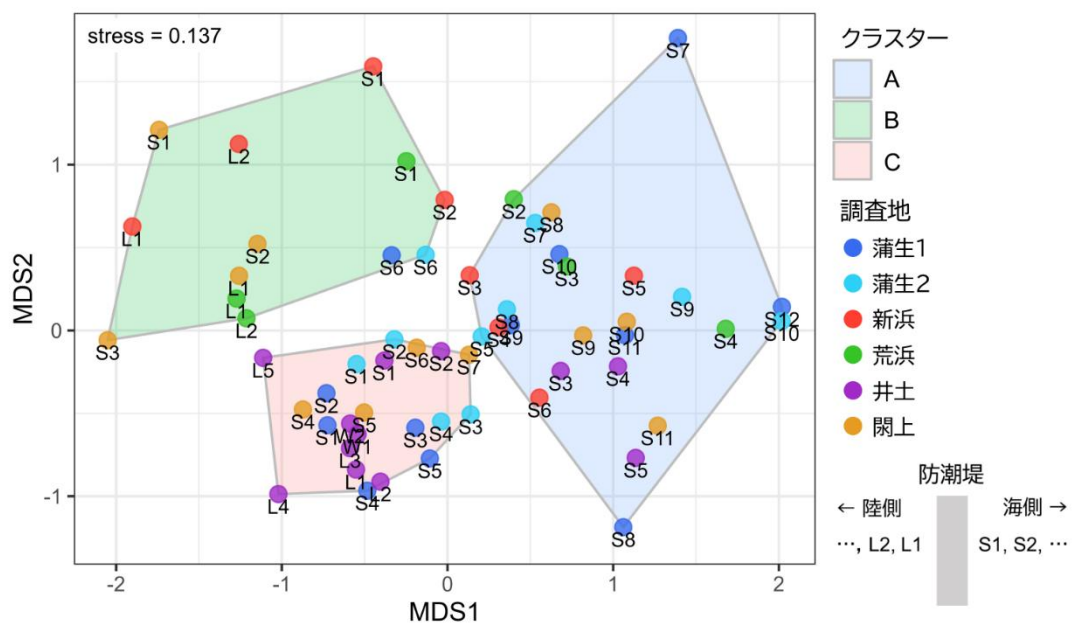


Figure 2-10. 徘徊性昆虫種組成に基づく NMDS 結果.

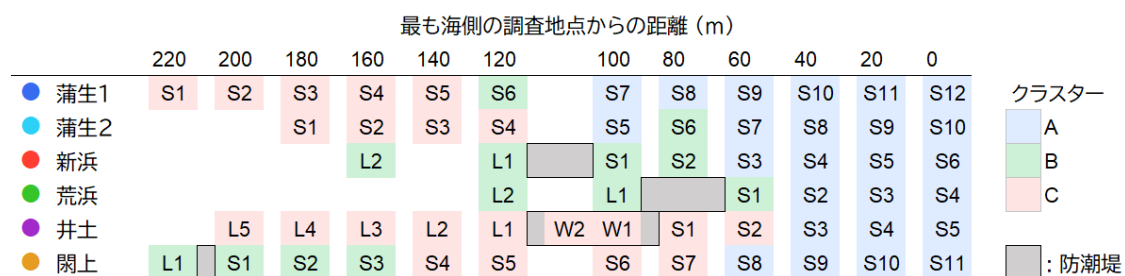


Figure 2-11. 各調査地における海からの距離とクラスターの対応.

各クラスター間を比較した GLMM の結果を Table 2-2 に示す。平均個体数については、説明変数「クラスターB」が 95% Wald 信頼区間に 0 が含まれない正の係数を示し、「クラスターC」が負の係数を示した (クラスターB: 0.688 ± 0.239 , クラスターC: -0.546 ± 0.214) (Table 2-2)。個体数の推定周辺平均値はクラスターB, A, C の順で多く、多重比較の結果全てのクラスター間で有意差が認められた (Figure 2-12 a)。

海浜性昆虫の個体数については、説明変数「クラスターC」が 95% Wald 信頼区間に 0 が含まれない負の係数を示した (-0.656 ± 0.225)。個体数の推定周辺平均値は A, B で多く、多重比較の結果クラスターA と C の間で有意差が認められた (Figure 2-12 b)。

内陸性昆虫の個体数については、説明変数「クラスターB, C」が 95% Wald 信頼区間に 0 が含まれない正の係数を示した (クラスターB: 4.894 ± 0.831 , クラスターC: 1.928 ± 0.816)。個体数の推定周辺平均値はクラスターB で多く、多重比較の結果クラスターB と A, C の間で有意差が認められた (Figure 2-12 c)。

Table 2-2. 各クラスター間を比較した GLMM の結果.

応答変数	説明変数	係数	SE	z value	p value
平均個体数	(切片)	2.645	0.144	18.350	0.000
	クラスターB	0.688	0.239	2.880	0.004
	クラスターC	-0.546	0.214	-2.549	0.011
海浜性昆虫の個体数	(切片)	2.631	0.151	17.436	0.000
	クラスターB	-0.111	0.259	-0.429	0.668
	クラスターC	-0.656	0.225	-2.910	0.004
内陸性昆虫の個体数	(切片)	-2.985	0.732	-4.080	0.000
	クラスターB	4.894	0.831	5.888	0.000
	クラスターC	1.928	0.816	2.362	0.018

SE: Standard Error.

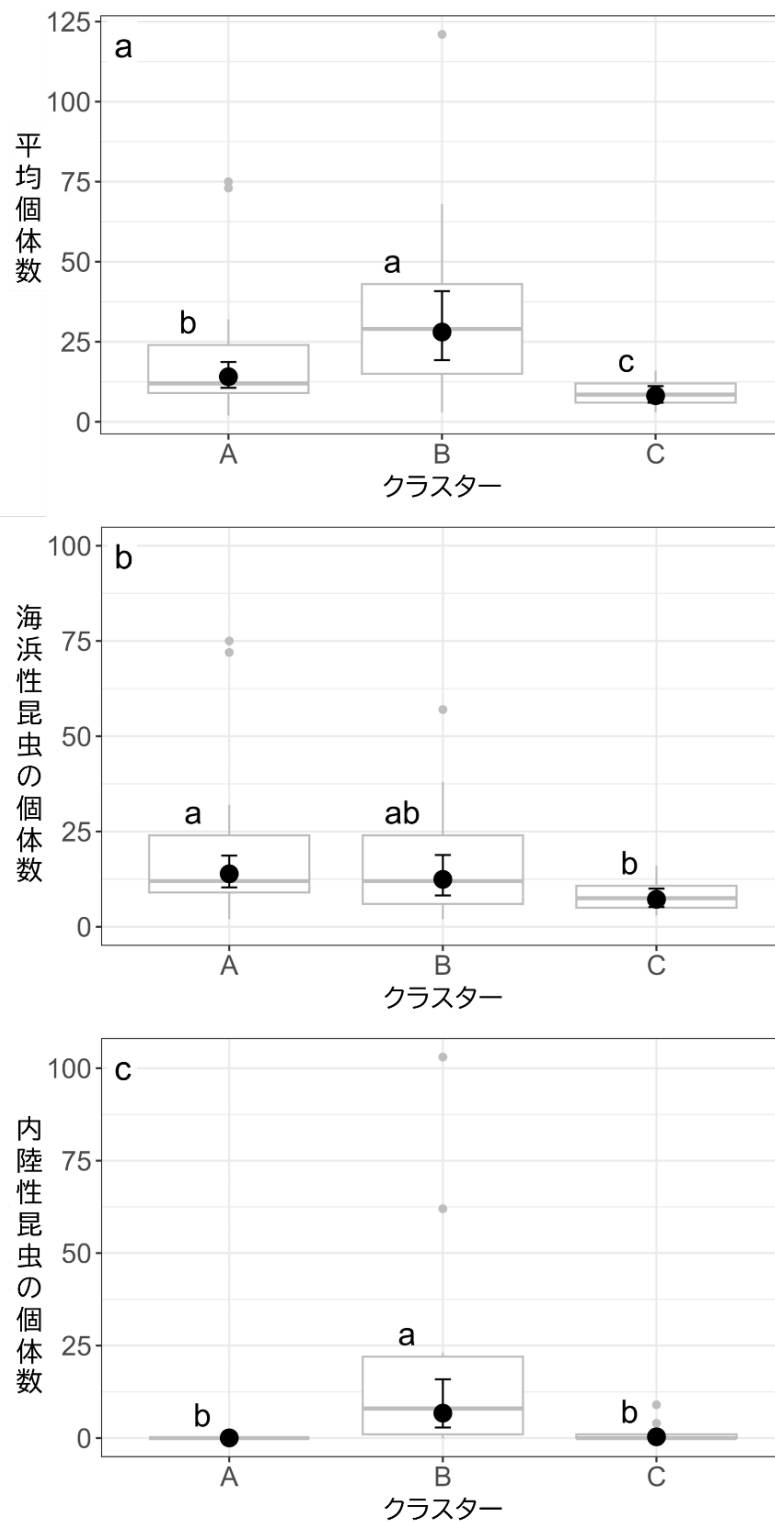


Figure 2-12. 各クラスターにおける推定周辺平均 $\pm 95\%$ 信頼区間 (黒) と箱ひげ図 (グレー).

(a) 平均個体数, (b) 海浜性昆虫の個体数, (c) 内陸性昆虫の個体数.

各図中の同一アルファベット間には5%水準で有意差がないことを示す.

2.4. 考察

本章では、セットバック等により海浜幅を確保し保全することの効果を検証するため、海浜幅の異なる調査地間及び防潮堤海側と陸側における徘徊性昆虫相を比較した。防潮堤海側についての調査地間の比較の結果、予想に反して徘徊性昆虫全体の個体数及び種数に有意差は認められなかった。また、防潮堤の海側では1ヶ所（新浜のS1; 堤体に最も近い地点）でテラニシシリアゲアリが101個体採集されたのを除き、内陸性昆虫はほとんど採集されなかった（全844個体中32個体）。新浜のS1を除くと、防潮堤の海側で内陸性昆虫が採集されたのは全59地点中15地点であった。したがって量的な観点からは、本研究のいずれの調査地でも、防潮堤の海側では海浜性の徘徊性昆虫が生息する上で、防潮堤の無い蒲生や、海浜幅の狭い海浜の倍以上の海浜幅を確保した閑上と同等の生息地が保たれていたと考えられる。

海浜における人工物の建設は、内陸部との断絶や高潮等からの避難地の喪失をもたらす（Jaramilo *et al.* 2021; Koyama and Ide 2020）。しかし、本研究で着目した防潮堤では明瞭な影響は見られなかった。本研究の調査地の一部を含む、仙台湾南部海岸のうち国土交通省東北地方整備局仙台河川国道事務所が防潮堤工事を行った区間では、復旧事業以前に仙台湾南部海岸環境対策検討委員会により海浜性生物の生息域について物理環境面からの評価が行われた。それによれば、汀線からの距離が70 m以上、地盤高がT.P. +2.5 m以上の海岸で植物の代表的な重要種（注目種）が顕著に出現しており、ヤマトマダラバッタ（*Epacromius japonicus*）、カワラハンミョウ（*Chaetodera laetescrpta laetescrpta*）といった昆虫の注目種も確認された（萱場ほか 2023）。本研究の調査時点（2021年9月）ではいずれの調査地も海浜幅は70 m以上であり、個体数や種数の観点からは十分な海浜幅が確保されていたことにより海浜性の徘徊性昆虫の生息地が保たれていたと考えられる。また、一般に、ハビタットの面積や接続性（connectivity）といった景観構造（landscape structure）は生物多様性にとって重要となる（Forman 1995; Fischer *et al.* 2006）。海岸砂丘においては、海から陸への方向

と汀線に沿った方向の 2 方向の接続性が存在している (Carboni *et al.* 2009; Ciccarelli and Bacaro 2016)。仙台湾南部海岸では海陸方向を横切るように防潮堤が建設されたものの、汀線に沿った方向を横切る人工構造物は建設されていなかった。仙台湾南部海岸環境対策検討委員会では、注目種が多く生息・生育している砂浜を生態系再生の核となるエリアと位置付け、そこを保全することによる分布域拡大を企図していた (萱場ほか 2023)。汀線に沿った方向の接続性が妨げられなかったことが分布域の拡大に繋がったため、本研究では海浜性昆虫の量的な差異が見られなかった可能性が考えられる。

個体数や種数の観点からは調査地間での差異は見られなかったものの、NMDS による種組成についての分析では海からの距離や防潮堤によって異なる傾向が見られ、海浜幅の違いによる影響が推察された (Figure 2-10, 11)。各採集地点は 3 つのクラスターに分けられ、クラスター A には全ての調査地の海に近い地点が分類されたのに加え、防潮堤の無い蒲生では最も海側から 100 m までの地点が分類された。クラスター B には主に新浜と荒浜の防潮堤陸側と海側の堤体付近が分類された他、海浜幅の長い閑上の内陸部と防潮堤陸側が分類される傾向にあった。クラスター C には潟湖のある蒲生と井土の内陸部が分類された他、海浜幅の長い閑上の中程 (最も海側から 80–140 m) の地点が分類された。

海に近い採集地点が分類されたクラスター A では海浜性昆虫の個体数が有意に多く、内陸性昆虫はほとんど見られなかった (Figure 2-12 b, c)。加えて、指標種分析で抽出された種のうちハマベエンマムシ、コケシガムシ、フトツヤケシヒゲブトハネカクシは砂浜に打ち上げられた海藻に特徴的な種である。これらのことから、クラスター A では海からの影響を強く受ける生息環境が分類されたことが推察された。

クラスター B では海浜性昆虫の個体数についてクラスター A と有意差が無く、内陸性昆虫の個体数は他のクラスターと比べて有意に多かった他、平均個体数が最も高かった (Figure 2-12 a, b, c)。また、指標種についても海浜性 (オサムシモドキやシラフヒョウタンゾウムシ等) と内陸性 (クロゴモクムシやセアカヒラタゴミムシ) が混在していた。加えて海浜幅の

長い閑上の内陸部が分類されたことから、クラスターB に分類された地点は海浜の中でも比較的安定した生息環境であることが推察された。

クラスターC では他のクラスターと比べて平均個体数が少なく、確認された種は海浜性を中心であった (Figure 2-12 a, b, c) 。クラスターC には潟湖のある蒲生と井土の内陸部が分類された。蒲生干潟及び井土浦は河口と接続しており、特に蒲生干潟では潮位に伴う水の出入りが記録されている (沼尾ほか 2024) 。したがって、潟湖に近い地点では浸水等による攪乱を受けている可能性が考えられる。また、海浜幅の長い閑上の中程 (最も海側から 80–140 m) の地点が分類されたことから、クラスターA に分類された地点よりも弱い、中程度の攪乱を受ける生息環境であることが推察された。

海浜幅の長い蒲生と閑上では、海からの距離に応じた種組成の変化が見られた。砂浜や海岸砂丘は波、砂、風による攪乱が大きく影響する動的な環境であり、それらが海から内陸にかけて弱まることによる環境勾配が見られる (Fenu *et al.* 2013; Forey *et al.* 2008; Laporte-Fauret *et al.* 2021; Maun 1998) 。本研究における海浜幅の長い調査地では、こうした海から内陸への生息地環境の変化により種組成の変化が見られたと考えられる。

一方、新浜と荒浜の防潮堤周辺では、蒲生と閑上における海からの距離が同程度の地点とは種組成が異なっており、閑上の内陸部と同じクラスターB に分類された (Figure 2-11) 。宮城県の防潮堤については建設以前や直後から陸側での減風や砂の移動の阻害といった影響が懸念されており (西廣ほか 2014; 岡・平吹 2014, 2017) 、本研究の結果からはこうした自然攪乱の緩和による種組成の変化が推察される。既往研究では動的な海岸砂丘の安定化が昆虫類の種組成変化や多様度低下に繋がることが示されており (Bird *et al.* 2017; Schirmel and Buchholz 2011) 、本研究の防潮堤陸側でも同様の状況が生じていた可能性がある。また、新浜と荒浜の防潮堤海側では堤体法面に砂が堆積しており、比高が高くなっていたことから波の影響を受けにくい環境であると予想される。これらの要因により、新浜と荒浜の防潮堤周辺では内陸部に近い種組成が見られたことが推察される。

閑上の防潮堤海側では堤体から 40 m 程の地点 (S1-S3) (Figure 2-11) まではクラスター B に分類された。加えてこれらの地点では、新浜と荒浜の S1, S2 と比べて防潮堤陸側の採集地点により近い種組成が見られた (Figure 2-10)。上述の通り、新浜と荒浜の防潮堤陸側では堤体による自然攪乱の緩和が種組成の変化をもたらしたと推察される。これに対して閑上では海浜幅が長いため、海から内陸にかけて自然攪乱の影響が弱まっていることが予想される。閑上の防潮堤海側、堤体付近では自然攪乱の弱さにより、陸側との生息環境の差異が新浜及び荒浜に比べて小さかったと考えられる。

潟湖のある井土では、防潮堤陸側の全ての地点と海側の堤体付近の地点 (S1-2) がクラスター C に分類された。これは同じく潟湖のある蒲生における海からの距離が同程度の地点とは異なり、より内陸部の潟湖に近い地点と同じクラスターであった (Figure 2-12)。このことから防潮堤による影響が推察された一方、新浜や荒浜の防潮堤周辺とは種組成が異なっていた。上述の通り潟湖からの浸水等による攪乱が種組成に影響したと推察される他、井土では新浜や荒浜と異なり、周辺に盛土のような改変地が少ないことにより内陸性昆虫の侵入が少なくなった可能性も予想される。また、井土の防潮堤陸側法面では、近隣の名取川河口の浚渫砂を用いた覆砂が行われた。この覆砂上では個体数は少ないながら海浜性昆虫が採集され、防潮堤陸側や海側の堤体付近と同じクラスター C に分類された。したがって、堤体の覆砂上はそれらに近い生息環境であったと考えられる。

本章では、防潮堤のセットバック等により汀線から防潮堤までの距離、即ち海浜幅を確保することの効果を検証することを目的とした。防潮堤海側では、砂浜上に防潮堤の無い調査地及び防潮堤建設により海浜幅の異なる調査地間での個体数及び種数の差異が見られず、堤体から離れた地点では種組成の差異も見られなかった。これらのことから、防潮堤海側の堤体から離れた地点では防潮堤建設による影響は確認されず、比較的良好な生息環境が成立していたと結論づけた。一方で海浜幅の短い調査地の堤体付近や防潮堤陸側ではそれらの地点と種組成が異なっており、防潮堤建設に伴う自然攪乱の緩和による影響が推察され

た。これに対して、海浜幅の長い調査地では防潮堤海側と陸側での種組成の差が小さくなっていた。以上のことから、防潮堤建設の際に長い海浜幅を確保することで海側での良好な生息環境が増加することに加え、陸側との生息環境の差異が低減されることが示唆された。

第3章 防潮堤陸側における海岸林造成回避の効果

3.1. 本章の目的

東日本大震災後に造成された海岸林については、クロマツ生育基盤として行った盛土による生態系への影響が懸念されている。この盛土は海岸部の砂ではなく、内陸の丘陵部で採取された鉾質土壌を用いたものであり、津波後に残存、再生、または新たに出現した植生や環境を埋没させた（Kurosawa 2021; 西廣ほか 2014）。加えて、盛土上の環境は海浜植生の定着や生長を妨げていることが報告されている（曲渕ほか 2020; 山ノ内ほか 2021）。この盛土による生態系への影響の懸念を受け、仙台湾南部海岸では植林や盛土を行わない区域の設定が行われた。これは津波後に残存、再生、または新たに出現した砂地、湿地帯やクロマツ林からなる生態系を保護するために設定されたものである（Kurosawa 2021; 黒沢ほか 2023; 岡・平吹 2017）。このような区域において、少なくとも施工後数年間は海浜植物の保全効果が見られたことが報告されている（岡・平吹 2017）。本章の目的は以下の通りである。

1) 内陸丘陵部の鉾質土壌を用いた盛土及びクロマツ植林が行われた区域と、盛土や植林を行わなかった区域における、徘徊性昆虫相と植生の違いを検証する。2) 防潮堤陸側において、植生被度と徘徊性昆虫の個体数の関係を明らかにする。

3.2. 方法

3.2.1. 調査地

調査は仙台湾南部海岸に位置する、宮城県荒浜地区及び新浜地区の砂浜海岸で行われた (Figure 3-1)。地形学的には、この地域の沿岸部は砂浜、塩性湿地、江戸時代から人工的に造成された海岸林といった景観を有する。東北地方太平洋沖地震に伴う津波はこの地域の海岸線から 4 km まで到達したと推定されている (Sugawara *et al.* 2013)。荒浜地区と新浜地区は名取川の北東約 6 km、七北田川の南西約 3 km の位置にある。当地区の沿岸部では防潮堤 (T.P. 7.2 m) の再建が 2013 年に完了し (仙台河川国道事務所 n.d.)、その陸側での海岸林造成のための盛土 (T.P. 3.2 m) は 2015 年に完了したと推定される (山ノ内ほか 2021)。東日本大震災以前、防潮堤の高さは T.P. 6.2 m であり、クロマツは盛土地盤ではなく海岸砂丘上に直接植林されていた (Figure 3-2 a)。震災後、これらの建造物は津波により破壊され、植生の再生や新たな出現が観察された (岡・平吹 2014; 遠座ほか 2014) (Figure 3-2 b)。その後、新たな防潮堤と海岸林が再建された (Figure 3-2 c)。

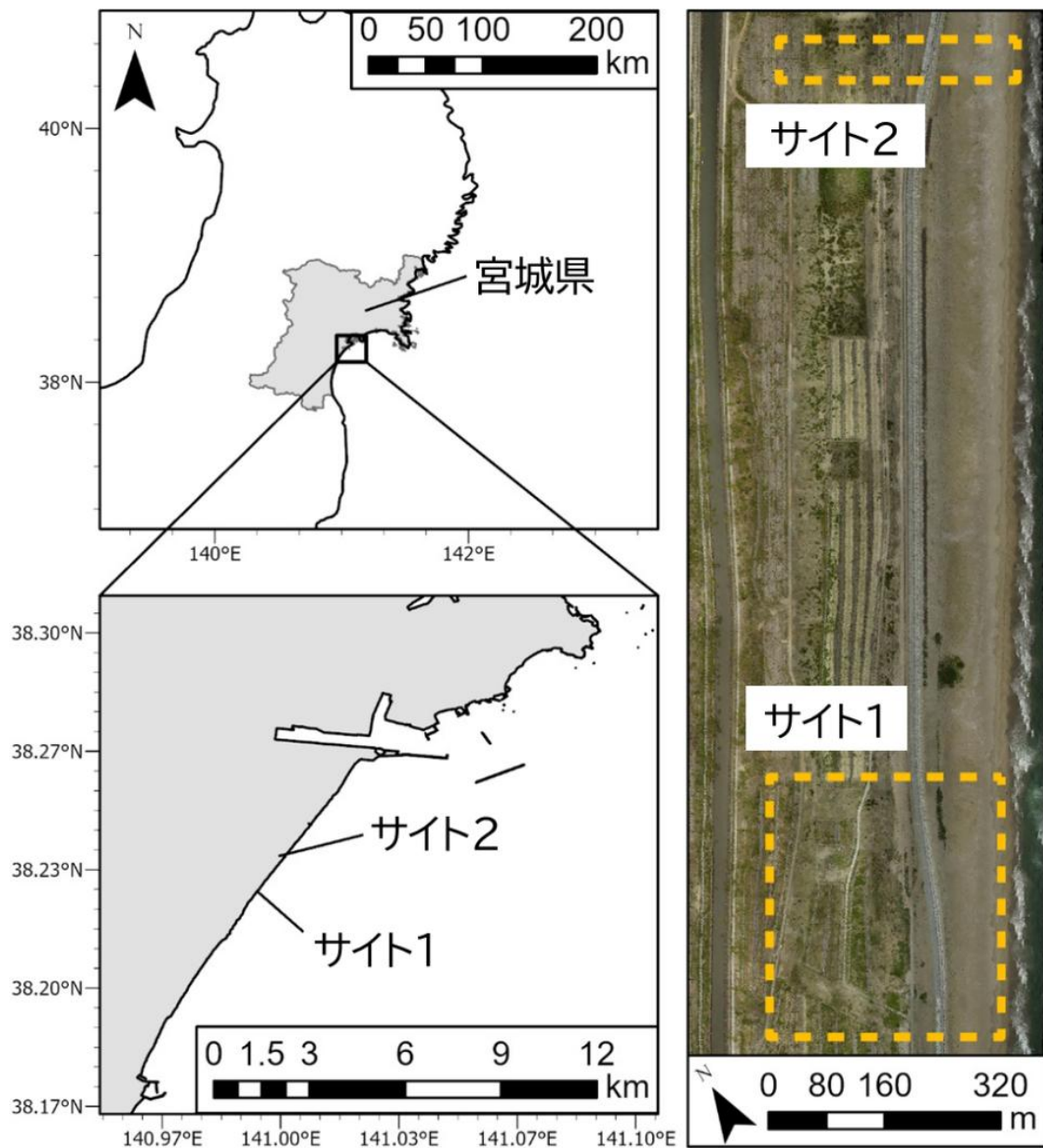


Figure 3-1. 調査地の地図と空撮写真. 地図は国土交通省の国土数値情報

(<https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-N03-2024.html>: 2024/3/4 確認) と Natural Earth の世界海岸線データ

(<https://www.naturalearthdata.com>: 2024/3/4 確認) を基に作成.

空撮写真は 2019 年 5 月にドローン (unmanned aerial vehicle; UAV) を用いて撮影.



Figure 3-2. 調査地の空中写真.

(a) 津波以前（2008 年 5 月）. (b) 津波直後（2011 年 3 月–4 月）, (c) 防潮堤及び海岸林の再建後（2019 年 4 月）. クロスヘアは同じ場所を示す. 国土地理院の地理院地図 (<https://maps.gsi.go.jp/>; 2024/8/2 確認) を編集して作成.

防潮堤と盛土及び植林に着目し、調査地における改変の状況を次の 3 つに分類した。1) 海浜区: 防潮堤の海側であり、改変の影響は 3 つの中で最も少ないと考えられる。2) 盛土区: 海岸林の生育基盤として内陸丘陵部の土砂を用いて盛土が行われた場所であり、防潮堤、盛土、植林の影響を受けていると考えられる。3) 対照区: 防潮堤陸側で盛土や植林が行われていない場所であり、防潮堤の影響のみを受けていると考えられる。

全ての調査地で、汀線に対し垂直に調査測線を設定した (Figure 3-3) が、サイト 1 の一部調査測線は生物多様性配慮ゾーンとして設定された区域に合わせて設定した。海から陸への環境変化を考慮し、これらの調査測線は海からの距離が同程度の地点において盛土区、対照区が混在するように設定した。

サイト 1 は生物多様性配慮ゾーンに指定された場所の周辺に設定した。このサイトでは、海岸線から防潮堤内陸 200 m までの範囲で 5 本の調査測線を設定した (Figure 3-3)。海岸線から防潮堤までの距離は、2022 年 9 月時点で 60–100 m であった (調査測線によって異なる)。防潮堤陸側では、防潮堤下端から約 70 m までが対照区で、その間に砂利舗装の管理車道を挟んでいた。そのさらに内陸側に、盛土区と対照区が混在していた。

サイト 2 はサイト 1 の北東約 1 km に設定した。このサイトでは、海岸線から防潮堤内陸

200 m までの範囲で調査測線を設定した (Figure 3-3)。海岸線から防潮堤までの距離は, 2022 年 9 月時点で約 110 m であった。防潮堤陸側では, 防潮堤下端から約 30 m までが対照区で, その間に砂利舗装の管理車道を挟んでいた。そのさらに内陸側には, 幅 30 m の盛土区があり, その後幅 90 m の対照区が続き, 再び幅 100 m の盛土区があった。

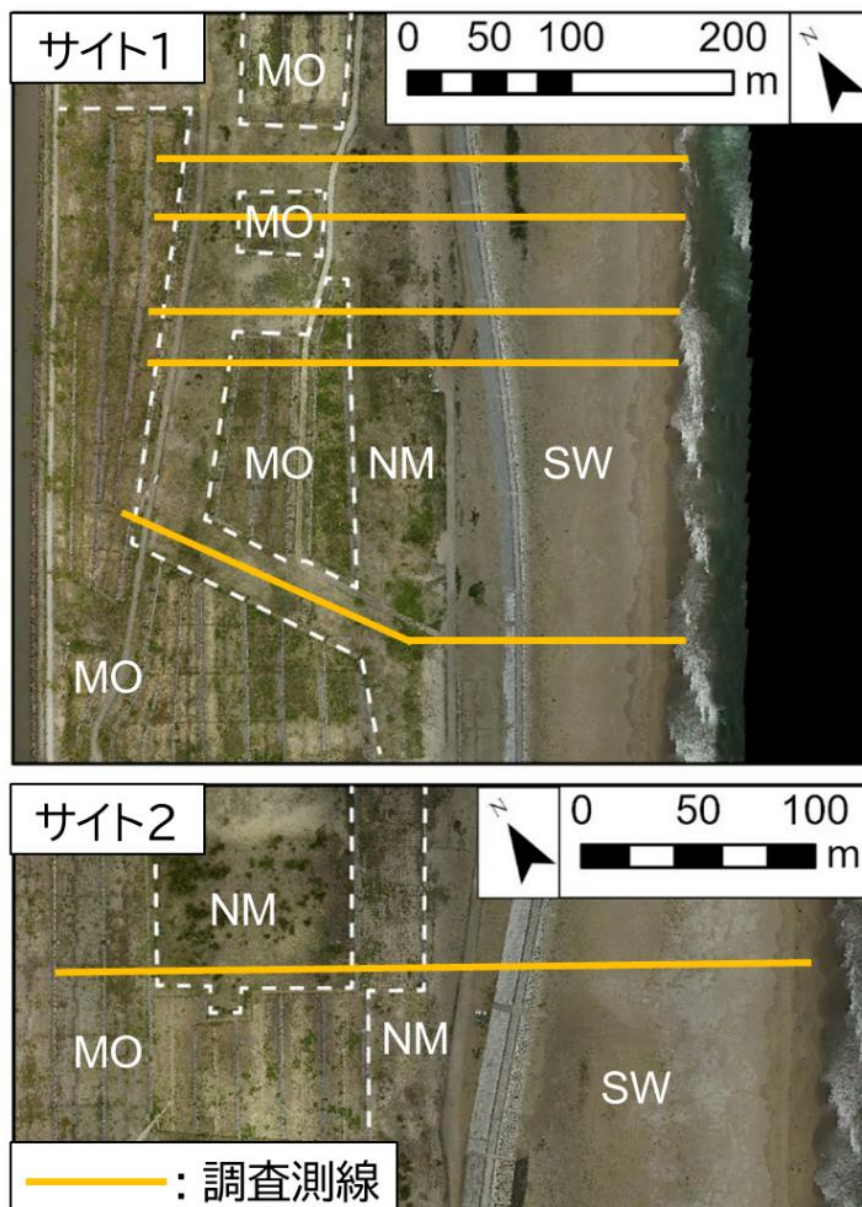


Figure 3-3. 調査地の空中写真と調査測線.

SW: 海浜区. MO: 盛土区. NM: 対照区. 破線: 各区域の境界. 実線: 調査測線.
空撮写真は 2019 年 5 月にドローン (UAV) を用いて撮影.

3.2.2. データ収集

調査地点は、調査測線上で汀線に対して垂直方向に 20 m ごとに設定した。調査地点の総数は、海浜区で 29 地点、盛土区で 21 地点、対照区で 38 地点であった。

徘徊性昆虫はピットフォールトラップを用いて採集した。トラップには直径 75 mm、深さ 125 mm のプラスチックカップを用い、逃走防止のため 20%プロピレングリコール溶液 50 mL をカップに注いだ。トラップは各調査地点に 2 個ずつ、調査ラインを挟んで 2 m 間隔で設置した。サンプルは設置から約 48 時間後に回収し、その後実験室で種同定を行った。昆虫のサンプリングは 2022 年 9 月に実施した。

植生調査は、ピットフォールトラップ設置地点の間に設置した 2 m × 2 m のコドラートを用いて行った。コドラート内に出現した維管束植物を全て記録し、各植物種の被度を目視で推定した。植生調査は 2022 年 10 月に実施した。

3.2.3. データ分析

ピットフォールトラップで採集したサンプルのうち、第 2 章と同様に徘徊性昆虫のみを分析に用い、生息地を参考に海浜性、内陸性の 2 つに分類した。防潮堤陸側における環境と自然な海岸砂丘環境との乖離を評価するため、主に汀線付近の漂着物（海藻や流木等）に生息する種（ツヤケシヒゲブトハネカクシ (*Aleochara fucicola*)、ヒメハネカクシ属 (*Adota* sp.)、ハマベエンマムシ (*Hypocaccus varians*)、コケシガムシ (*Cercyon aptus*)) は、後述する個体数の分析から除外した。また、各調査地点における種数の平均値と最大値が非常に小さかったため、種数の分析は行わなかった。

植生調査で観察された草本植物は、中西（2020）に記載のある種を海浜性植物、記載のない種を内陸性植物に分類した。各コドラートにおける海浜性植物と内陸性植物の被度は、それぞれのカテゴリーに分類された種の被度の合計として分析した。

一般化線形モデル（Generalized linear model: GLM）分析を実施し、海浜区、盛土区、対照

区間における徘徊性昆虫の個体数と植生被度を比較した。海浜性及び内陸性昆虫の個体数（各区域における 1 調査地点あたりの平均個体数）と海浜性及び内陸性植物の被度（各区域における 1 調査地点あたりの平均被度；%）を応答変数として、4 つのモデルを適用した。過分散のため、負の二項分布を用いた。説明変数は、改変の状況（海浜区、盛土区、対照区）、海からの距離（m）とした。改変の状況（盛土区、対照区）の影響は、海浜区を対照群として分析した。事後検定として海浜区、盛土区、対照区間での推定周辺平均の多重比較を行った。分析には R ver. 4.2.0（R Core Team 2022）、R パッケージ “emmeans”（Lenth, 2023）を用いて行った。

海浜性昆虫の個体数はゼロ過剰が見られた（ほとんどが盛土区）ことから、盛土区と対照区における環境要因（植生被度、盛土、防潮堤からの距離）による海浜性昆虫の個体数への影響はハードルモデルを用いて分析した。ハードルモデルはゼロ成分とカウント成分の 2 つのステップからなる（Zeileis *et al.* 2008）。最初のステップでは、2 項分布モデルにより応答変数がゼロか正の離散値かを決定する。ゼロ成分は、正の離散値の発生する確率を示し、これは正の係数を持つ説明変数が、応答変数がゼロでない確率を増加させることを意味する。第 2 ステップでは、第 1 ステップのハードルを超えた場合にのみ、通常の GLM と同様に応答変数が推定される。

本研究ではゼロ成分にはロジットリンク関数の 2 項分布モデルを使用し、カウント成分には対数リンク関数の切り捨てポアソンモデルを使用した。説明変数は、改変の状況（海浜区、盛土区、対照区）、内陸性植物の被度（%）、防潮堤からの距離（m）とした。盛土区の影響は、対照区を対照群として分析した。海浜性植物の被度は盛土との相関のため、説明変数から除外した。分析には R ver. 4.2.0（R Core Team 2022）、R パッケージ “pscl” 内の関数 hurdle（Zeileis *et al.* 2008; Jackman 2020）を用いた。

3.3. 結果

3.3.1. 徘徊性昆虫の個体数と種数

合計で 53 分類群 3466 個体の徘徊性昆虫が採集された。海浜性昆虫は 20 分類群 812 個体（防潮堤海側では 17 分類群 586 個体，陸側では 12 分類群 226 個体）が確認され，そのほとんどが甲虫目であった（計 724 個体）。海浜性昆虫で 2 番目に多いグループはハサミムシ目であった（計 82 個体）。内陸性昆虫は 33 分類群 2654 個体（防潮堤海側では 8 分類群 187 個体，陸側では 31 分類群 2467 個体）採集され，そのほとんどはハチ目であった（主にアリ類，計 2262 個体）。内陸性昆虫で 2 番目に多いグループはバッタ目であった（計 308 個体）。

3.3.2. 海浜区，盛土区，対照区間での徘徊性昆虫個体数と植生被度の比較

GLM の結果，改変の状況（海浜区，盛土区，対照区）が海浜性と内陸性両方の昆虫個体数，内陸性植物の被度と関連していることが示された。海浜性昆虫の個体数については，説明変数「盛土区」が 95%信頼区間に 0 を含まない負の係数を示した（coefficient = -3.311 ± 0.731 SE）。説明変数「海からの距離」についても弱い負の係数が示された（ -0.005 ± 0.003 ）（Table 3-1）。このモデルを用いた多重比較では，対照区での海浜性昆虫の個体数は海側と同等であったが，盛土区での個体数は有意に低かった（Figure 3-4 a）。

内陸性昆虫の個体数については，全ての説明変数が 95%信頼区間に 0 を含まない正の係数を示した（海からの距離: 0.005 ± 0.002 ，盛土区: 1.153 ± 0.581 ，対照区: 1.243 ± 0.464 ）（Table 3-1）。多重比較では，対照区での内陸性昆虫の個体数が海浜区に比べて有意に高かったが，盛土区での個体数は他の 2 つのいずれとも有意な差はなかった（Figure 3-4 b）。

いずれの説明変数（海からの距離，盛土区，対照区）についても，海浜性植物の被度に有意な係数を示さなかった（Table 3-1）。海浜性植物の被度の推定周辺平均は対照区で最も高く，多重比較では対照区と盛土区の間でのみ有意差が認められた（Figure 3-5 a）。

内陸性植物の被度については，説明変数「盛土区」と「対照区」が 95%信頼区間に 0 を含

まない正の係数を示した（盛土区: 5.804 ± 0.639 , 対照区: 5.634 ± 0.591 ）（Table 3-1）。多重比較では、海側での内陸性植物の被度が有意に低く、盛土区と対照区の間では有意差は見られなかった（Figure 3-5 b）。

Table 3-1. 海浜区, 対照区, 盛土区を比較した GLM の結果.

応答変数	説明変数	係数	SE	z value	p value
海浜性昆虫の個体数	(切片)	3.160	0.217	14.533	0.000
	海からの距離	-0.005	0.003	-1.777	0.076
	盛土区	-3.311	0.731	-4.529	0.000
	対照区	-0.476	0.493	-0.966	0.334
内陸性昆虫の個体数	(切片)	1.500	0.233	6.446	0.000
	海からの距離	0.005	0.002	2.079	0.038
	盛土区	1.153	0.581	1.986	0.047
	対照区	1.243	0.464	2.678	0.007
海浜性植物の被度	(切片)	2.387	0.253	9.426	0.000
	海からの距離	0.001	0.003	0.318	0.750
	盛土区	-1.067	0.668	-1.598	0.110
	対照区	0.509	0.526	0.968	0.333
内陸性植物の被度	(切片)	-1.923	0.519	-3.702	0.000
	海からの距離	-0.001	0.002	-0.835	0.404
	盛土区	5.804	0.639	9.077	0.000
	対照区	5.634	0.591	9.531	0.000

SE: Standard Error.

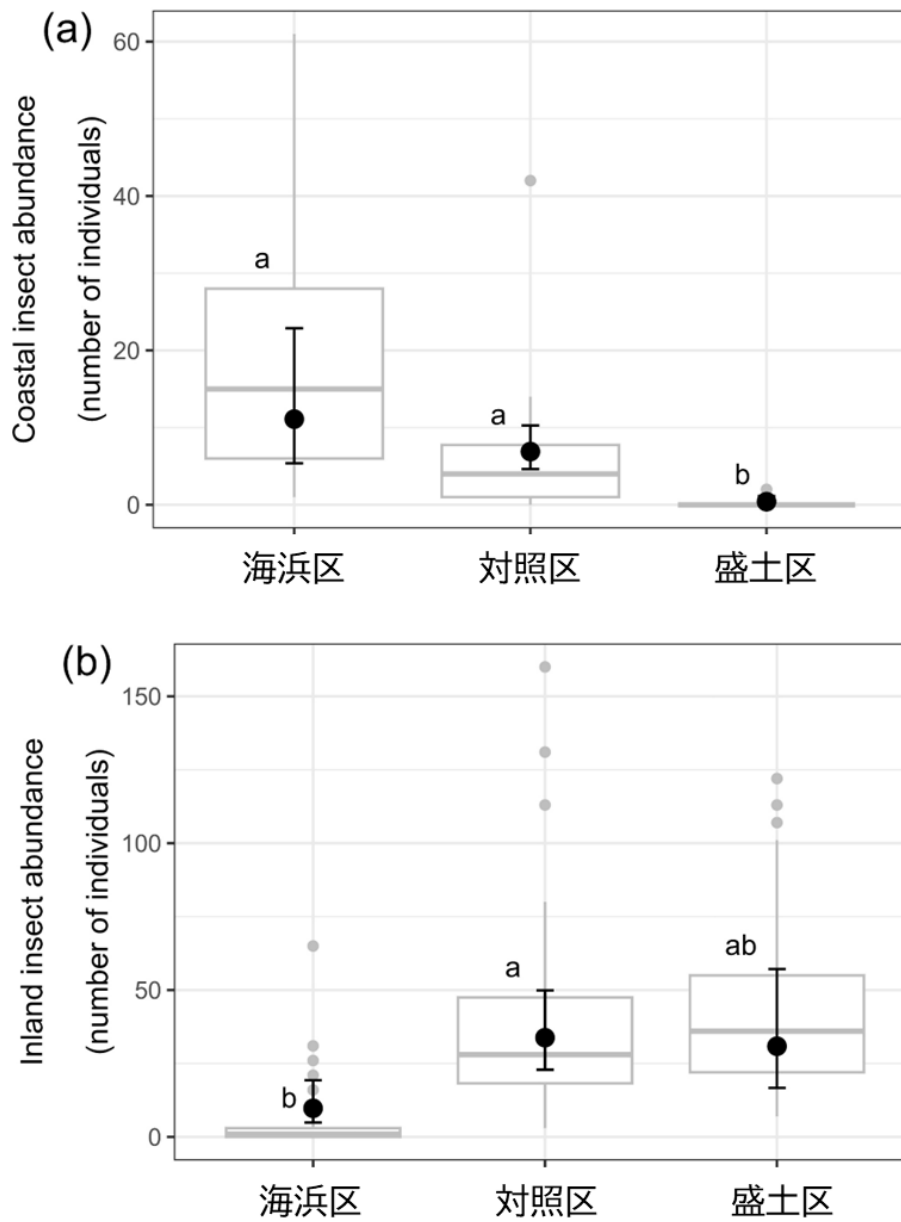


Figure 3-4. 各施工区における昆虫の個体数の推定周辺平均 $\pm 95\%$ 信頼区間（黒）と箱ひげ図（グレー）。

(a) 海浜性昆虫の個体数. **(b)** 内陸性昆虫の個体数.

各図中の同一アルファベット間には5%水準で有意差がないことを示す.

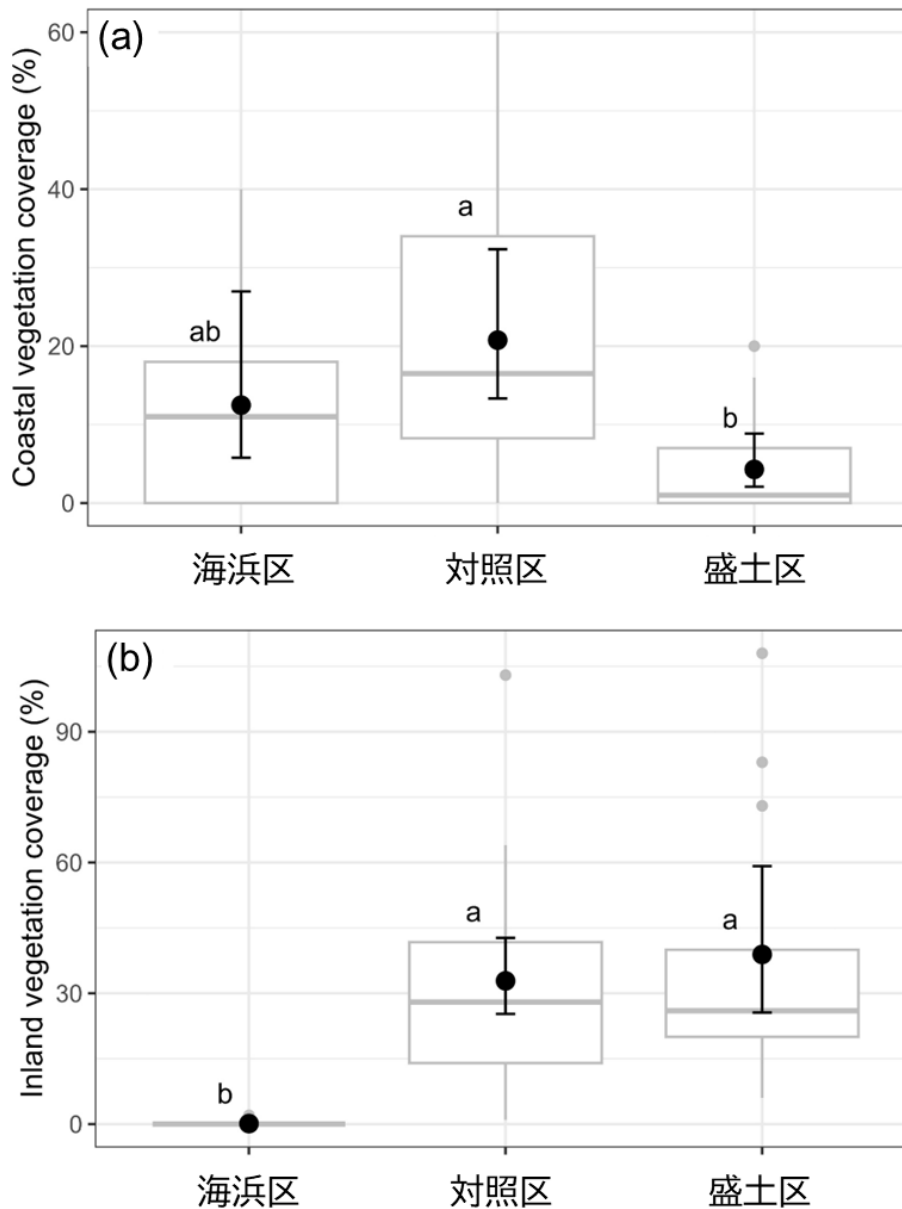


Figure 3-5. 各施工区における植物の被度の推定周辺平均 $\pm 95\%$ 信頼区間（黒）と箱ひげ図（グレー）。

(a) 海浜性植物の被度. **(b)** 内陸性植物の被度.

各図中の同一アルファベット間には 5%水準で有意差がないことを示す.

3.3.3. 盛土区と対照区における、内陸性植物の被度と海浜性昆虫の関係

ハードルモデルにおけるゼロ成分の結果は、説明変数「盛土区」が 95%信頼区間に 0 を含まない負の係数を示し (-2.316 ± 0.696) (Table 3-2) , これは海浜性昆虫が採集される確率が盛土区でより低いことを意味した。また、「防潮堤からの距離」と「内陸性植物の被度」についても小さな負の係数を示した (防潮堤からの距離: -0.010 ± 0.006 , 内陸性植物の被度: -0.009 ± 0.015) (Table 3-2)。

ハードルモデルにおけるカウント成分の結果も、説明変数「盛土区」が 95%信頼区間に 0 を含まない負の係数を示し (-1.913 ± 0.672) (Table 3-2) , これは海浜性昆虫が確認された場合であっても、対照区よりも盛土区での個体数が低くなることを意味した。説明変数「内陸性植物の被度」についても 95%信頼区間に 0 を含まない負の係数を示し (-0.012 ± 0.004) , これは内陸性植物の被度が増加すると海浜性昆虫の個体数が減少することを意味する (Table 3-2, Figure 3-6)。「防潮堤からの距離」についても小さな負の係数を示した (-0.002 ± 0.001) (Table 3-2)。

Table 3-2. 防潮堤陸側における海浜性昆虫の個体数のハードルモデルの結果.

応答変数	成分	説明変数	係数	SE	z value	p value
海浜性昆虫の個体数	ゼロ成分	(切片)	2.423	0.974	2.487	0.013
		防潮堤からの距離	-0.010	0.006	-1.527	0.127
		盛土区	-2.316	0.696	-3.327	0.001
		内陸性植物の被度	-0.009	0.015	-0.615	0.539
	カウント成分 (切片)	(切片)	2.476	0.148	16.712	0.000
		防潮堤からの距離	-0.002	0.001	-1.432	0.152
		盛土区	-1.913	0.672	-2.848	0.004
		内陸性植物の被度	-0.012	0.004	-2.934	0.003

SE: Standard Error.

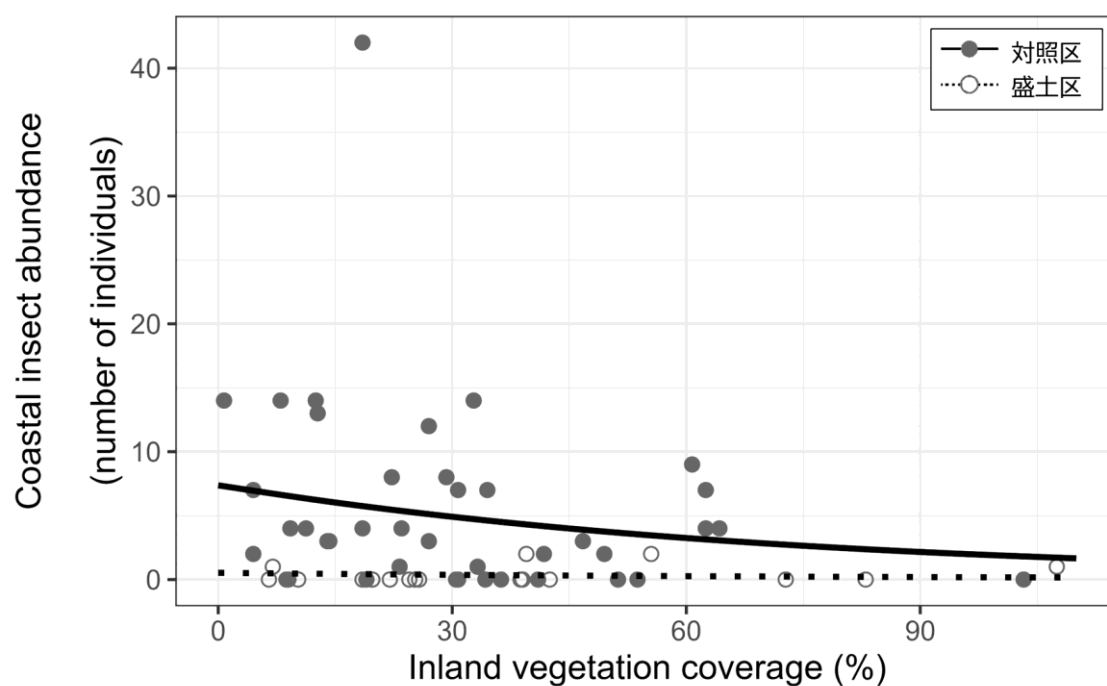


Figure 3-6. 内陸性植物の被度に対する海浜性昆虫の個体数のハードルモデルによる回帰.
実線と黒の点: 対照区. 点線と白の点: 盛土区.

3.4. 考察

本研究では、徘徊性昆虫と植物の分布に着目し、海浜区、盛土区、対照区を比較した。盛土区では、対照区に比べ、海浜性昆虫の個体数と海浜性植物の被度が低かった (Figure 3-4 a, 3-5 a)。盛土は、東日本大震災後に残存、回復、または新たに出現した環境と、そこに生息していた動植物を埋没させた (西廣ほか 2014; Kurosawa 2021)。さらに、盛土は海岸部ではなく内陸の丘陵地から採取した土砂を使ってつくられた (Kurosawa 2021)。埋土種子や有機物がほとんど含まれていなかったため、二次遷移の初期に典型的な草本植物が優占し、造成後 3 年以内に盛土上で海浜性植物はほとんど見られなくなった (馬淵ほか 2020; 山内ほか 2021; Kurosawa 2021)。本研究では、盛土区では海浜性の昆虫や植物がほとんど見られなかった一方で、対照区ではそれらの生息が確認された。したがって盛土造成は、直接的な土地の改変によって海浜性の昆虫や植物の生息地を喪失させ、盛土上の環境はそれらの生息に適さないと考えられる。

一方、盛土を行っていない対照区における海浜性昆虫の個体数と海浜性植物の被度は、海からの距離による影響を考慮すると海浜区と有意な差は見られなかった (Figure 3-4 a, 3-5 a)。また、海浜性植物の被度の推定周辺平均値は対照区で最も高かった。この結果は、防潮堤の陸側で盛土を回避することが海浜性昆虫・植物の保全に有効であることを示唆している。岡・平吹 (2014) による 2013 年 (防潮堤建設、海岸林造成、及び盛土を行う前) の調査では、津波後の海浜性植物の回復は現在海岸林となっている区域でより進んでおり、これは津波によってこの区域に堆積した砂の中に埋土種子が存在するためであると考察している。一般に、噴火、火災、洪水などの低頻度かつ大規模な攪乱の後、土壌中の埋土種子や攪乱の結果生じた微地形などの生物学的遺産 (biological legacy) は、その後の遷移に影響を与える (Foster *et al.* 1998; Turner *et al.* 1998)。津波も低頻度かつ大規模な攪乱の一種と考えられており、いくつかの既往研究は、津波後の仙台北岸において生物学的遺産が植物の多様性を増加させた可能性を指摘している (菅野ほか 2014; 西廣ほか 2014; 遠座ほか 2014)。本研

究の結果から、津波後に成立した海浜性昆虫群集と植生が、海岸林造成を回避したことにより防潮堤建設から 9 年間後にも持続していたと考えられる。東日本大震災後に防潮堤が再建された場所の一部では、砂浜や干潟を保全するために防潮堤が内陸側にセットバックされた (Kurosawa 2021)。このような保全策や防潮堤を建設しないことが不可能な状況では、防潮堤陸側での土地改変を避けることにより海浜性昆虫・植物の生息地を保全できる可能性を本研究は示唆している。しかしながら、本研究においてカワラハンミョウ (*Chaetodera laetescrpta laetescrpta*) のような絶滅危惧種を含むいくつかの海浜性種は防潮堤海側でのみ採集されたため、この選択肢は補助的なものに過ぎない点に留意すべきだろう。

内陸性昆虫の個体数と内陸性植物の被度は、盛土の有無にかかわらず防潮堤の陸側（対照区、盛土区）で高かった (Figure 3-4 b, 3-5 b)。仙台湾南部海岸の他の地域では、防潮堤の陸側や海岸林で内陸性植物が多く見られた (岡・平吹, 2017)。砂浜や海岸砂丘は、強風、砂の吹き付け、砂による埋没など激しい攪乱を伴う環境であり、海浜性の生物はこれらの攪乱に適応している (Hesp 1991; Maun 1998; McLachlan 1991; McLachlan and Brown 2006)。しかし、人間活動や人為的な改変はこのような攪乱にさらされた環境においても、海浜性ではない植物や外来植物の侵入をもたらす場合がある (Tordoni *et al.* 2021; Vecchio *et al.* 2015)。本研究では、防潮堤やその内陸部での人為的な改変によって風や砂の飛来といった攪乱の遮断・制限、内陸からの種子散布がなされた結果、内陸性の昆虫や植物が増加したと考えられる。

防潮堤陸側における内陸性植物の被度と海浜性昆虫の個体数との関係を分析したハードルモデルの結果は、内陸性植物の被度が増加するにつれ海浜性昆虫が減少することを示していた (Table 3-2, Figure 3-6)。外来植物は草食性昆虫の餌資源や繁殖に直接影響を与えるのに加え、食物網やマイクロハビタットの特性の変化を通じて他の昆虫にも影響を与える可能性がある (Bezemer *et al.* 2014)。海浜生態系では、昆虫を含む地上節足動物は主に植生帯で多く見られ、植生はそれらに対し餌資源だけでなく、高温、乾燥、捕食者からの避難場所

を提供する (Colombini *et al.* 2003; Comor *et al.* 2008; Fattorini 2023)。また、本研究で確認された海浜性昆虫の一部は、主に植生帯に生息していることも報告されている (浅野ほか 2012; 林 2015)。本研究の結果は、昆虫の生息地を提供する植生帯には在来海浜性植物が必要であり、人為的な改変に起因する内陸性植物の侵入は海浜性昆虫の個体数を減少させる可能性があることを示している。これがどのようなメカニズムによるものであるかの解明は本研究の範囲外であるが、防潮堤陸側における海浜性昆虫の保全のためには内陸性植物の防除が必要となる可能性が考えられる。

調査地の対照区は、東日本大震災後に残存した、或いは新たに出現した環境を保全するために設定された (Kurosawa 2021)。本研究により、防潮堤陸側での海岸林造成の回避は、防潮堤の建設から少なくとも 9 年間は海浜性の昆虫と植物の生息地の確保に有効となり得ることが明らかになった。しかし、その持続性には限界がある可能性があることに留意すべきである。海岸砂丘は海からの影響を強く受けるため、汀線付近と内陸部の連結性は生態系の保全にとって重要であると考えられている (Acosta *et al.* 2000; Ciccarelli and Bacaro 2016; Malavasi *et al.* 2018)。生息地の劣化や喪失に対する種の反応にはタイムラグがあるため (Kuussaari *et al.* 2009)、海と内陸部の間に防潮堤が存在することにより、将来的に海浜性種の減少を引き起こす可能性がある。さらに、内陸性の植生への遷移が進んだ場合、本研究で示されたように、海浜性昆虫が内陸性植物の増加に伴って減少する可能性もある。既往研究では、動的な海岸砂丘の安定化が、一部の昆虫種や地上節足動物の種組成変化や多様度低下を引き起こすことが示されている (Bird *et al.*, 2017; Schirmel and Buchholz, 2011)。同様の状況は、防潮堤の陸側でも環境の安定化により発生する可能性がある。いずれにせよ、本研究における対照区のような盛土を行わない区域の設定は既存の技術や知見に基づかないものである (黒沢ほか 2023) ため、今後の研究で経時的な変化を調査することによって新たな知見が得られるだろう。

以上のことから、海岸林の生育基盤として内陸丘陵部から採取した土砂を用いて造成さ

れた盛土は、海岸性昆虫・植物の生息環境としては不適當であったことが示された。一方、防潮堤の陸側では、盛土を含む海岸林造成の回避が、防潮堤の建設後少なくとも9年間は海浜性の昆虫と植物の生息地を保全するのに有効であった。しかし、内陸性植物の被度は防潮堤の陸側で高く、海浜性昆虫の個体数に対して負の関係を示した。また、植生遷移や環境安定化の可能性があるため、海浜性昆虫と植物の生息地の持続性を検証するためには経年変化のモニタリングが必要である。

第4章 海岸林生育基盤の盛土上への覆砂による効果

4.1. 本章の目的

東日本大震災後に造成された海岸林については、クロマツ生育基盤として行った盛土による生態系への影響が懸念となっている。これらの盛土は海岸部の砂ではなく、内陸の丘陵部で採取された鈹質土壌を用いたものであり、津波後に残存、再生、または新たに出現した植生や環境を埋没させた（Kurosawa 2021; 西廣ほか 2014）。加えて、盛土上の環境は海浜植生の定着や生長を妨げていることが報告されている（曲淵ほか 2020; 山ノ内ほか 2021）。この盛土による生態系への影響の懸念を受け、仙台市宮城野区新浜では盛土上への海浜砂の覆砂が行われた。この施工では、埋土種子からの海浜植生の再生を期待して、海岸林造成以前に取置された海浜砂（砂質未熟土）により 10 cm 厚で盛土が覆われた（Kurosawa 2021; 黒沢ほか 2023）。この区画では、少なくとも施工後数年間は海浜植物の保全効果が見られたことが報告されている（山ノ内ほか 2021）。本章では、盛土上に覆砂を行った区域と行わなかった区域における、徘徊性昆虫相と植生の違いを検証することを目的とした。

4.2. 方法

4.2.1. 調査地

調査は仙台湾南部海岸に位置する、宮城県新浜地区の砂浜海岸で行われた（Figure 4-1）。地形学的には、この地域の沿岸部は砂浜、塩性湿地、江戸時代から人工的に造成された海岸林といった景観を有する。東北地方太平洋沖地震に伴う津波はこの地域の海岸線から 4 km まで到達したと推定されている（Sugawara *et al.* 2013）。新浜地区は名取川の北東約 6 km、七北田川の南西約 3 km の位置にある。当地区の沿岸部では防潮堤（T.P. 7.2 m）の再建が 2013 年に完了し（仙台河川国道事務所 n.d.）、その陸側での海岸林造成のための盛土（T.P. 3.2 m）は 2015 年に完了したと推定される（山ノ内ほか 2021）。

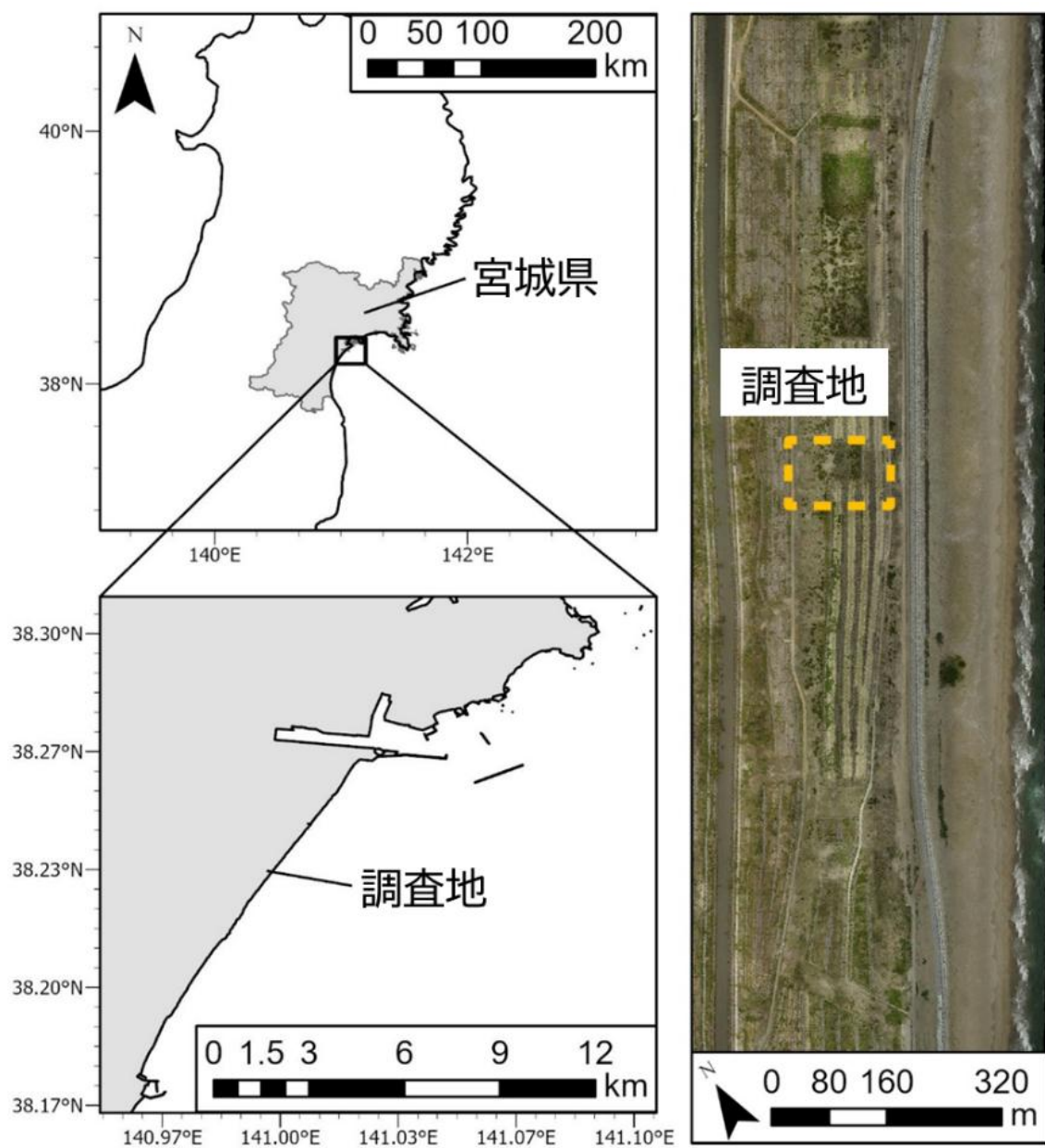


Figure 4-1. 調査地の地図と空撮写真. 地図は国土交通省の国土数値情報

(<https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-N03-2024.html>; 2024/3/4 確認) と Natural Earth の世界海岸線データ

(<https://www.naturalearthdata.com>; 2024/3/4 確認) を基に作成.

空撮写真は 2019 年 5 月にドローン (unmanned aerial vehicle; UAV) を用いて撮影.

防潮堤と盛土及び植林に着目し、調査地における改変の状況を次の3つに分類した。1) 盛土区: 海岸林の生育基盤として内陸丘陵部の土砂を用いて盛土が行われた場所であり、防潮堤、盛土、植林の影響を受けていると考えられる。2) 対照区: 防潮堤陸側で盛土や植林が行われていない場所であり、防潮堤の影響のみを受けていると考えられる。3) 覆砂区: 海岸林生育基盤の盛土上に10 cm厚で海浜砂の覆砂を行った場所であり、防潮堤、盛土、植林の影響を受けているものの、盛土の影響が海浜砂により軽減されることが期待される。

汀線に対し垂直に、3本の調査測線を設定した。また、それを横断する1本の調査測線を設定した (Figure 4-2)。海から陸への環境変化を考慮し、これらの調査測線は海からの距離が同程度の地点において盛土区、対照区、覆砂区が混在するように設定した。前者の3本の調査測線は、防潮堤から30–160 m内陸の位置に、防潮堤に対して垂直に、互いに30 mの間隔で設定した。1本は30 m幅の覆砂区、1本は80 m幅の覆砂区、1本は80 m幅の盛土区上に設定した。これらの覆砂区と盛土区の先には、防潮堤下端から約160 mの位置まで対照区がある。最後の1本の調査測線は、防潮堤から約55 mの地点に、他の3本の測線に対し垂直に設定した。

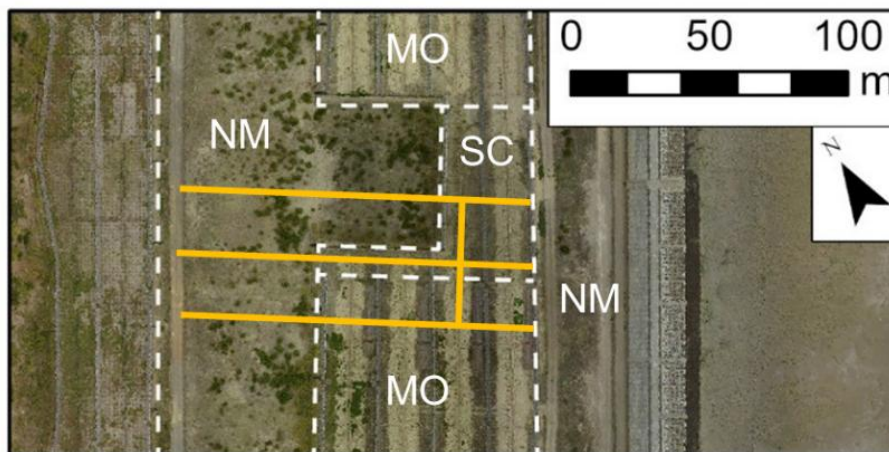


Figure 4-2. 調査地の空中写真と調査測線. MO: 盛土区, NM: 対照区, SC: 覆砂区.

破線: 各区域の境界, 実線: 調査測線.

空撮写真は2019年5月にドローン (UAV) を用いて撮影.

4.2.2. データ収集

調査地点は、防潮堤に対して垂直の調査測線上では 20 m ごとに、また防潮堤に対して平行な調査測線上では 10 m ごとに設定した。調査地点の総数は、盛土区で 6 地点、対照区で 12 地点、覆砂区で 8 地点であった。

徘徊性昆虫はピットフォールトラップを用いて採集した。トラップには直径 75 mm、深さ 125 mm のプラスチックカップを用い、逃走防止のため 20%プロピレングリコール溶液 50 mL をカップに注いだ。トラップは各調査地点に 2 個ずつ、調査ラインを挟んで 2 m 間隔で設置した。サンプルは設置から約 48 時間後に回収し、その後実験室で種同定を行った。昆虫のサンプリングは 2023 年 9 月に実施した。

植生調査は、ピットフォールトラップ設置地点の間に設置した 2 m × 2 m のコドラートを用いて行った。コドラート内に出現した維管束植物を全て記録し、各植物種の被度を目視で推定した。植生調査は 2023 年 9 月に実施した。

4.2.3. データ分析

ピットフォールトラップで採集したサンプルのうち、第 2 章と同様に徘徊性昆虫のみを分析に用い、生息地を参考に海浜性、内陸性の 2 つに分類した。各調査地点における種数の平均値と最大値が非常に小さかったため、種数の分析は行わなかった。

植生調査で観察された草本植物は、中西（2020）に記載のある種を海浜性植物、記載のない種を内陸性植物に分類した。各コドラートにおける海浜性植物と内陸性植物の被度は、それぞれのカテゴリーに分類された種の被度の合計として分析した。

本章の調査における盛土区では海浜性昆虫が採集されなかった。年変動による影響を考慮し、第 3 章で用いた 2022 年の盛土区、対照区におけるデータと本研究で得られた 2023 年のデータを組み合わせて、盛土区、対照区、覆砂区間を比較した。ゼロ過剰のため、分析にはハードルモデルを用いた。応答変数は海浜性昆虫の個体数（各区域における 1 調査地点あ

たりの平均個体数)とした。説明変数は、調査年(2022年,2023年)、改変の状況(盛土区、対照区、覆砂区)、防潮堤からの距離(m)とした。改変の状況(盛土区、覆砂区)の影響は、対照区を対照群として分析した。事後検定として盛土区、対照区、覆砂区間での推定周辺平均の多重比較を行った。

盛土区、対照区、覆砂区間での内陸性昆虫の個体数(各区域における1調査地点あたりの平均個体数)および海浜性植物・内陸性植物の被度(各区域における1調査地点あたりの平均被度;%)の比較は、本章(2023年)のデータのみでGLMを用いて行った。過分散のため負の二項分布を用いた。説明変数は、改変の状況(盛土区、対照区、覆砂区)、防潮堤からの距離(m)とした。改変の状況(盛土区、覆砂区)の影響は、対照区を基準として分析した。事後検定として盛土区、対照区、覆砂区間での推定周辺平均の多重比較を行った。

4.3. 結果

4.3.1. 徘徊性昆虫の個体数と種数

合計で29分類群1416個体の徘徊性昆虫が確認された。海浜性昆虫は9分類群39個体が確認され、その全てが甲虫目であった。内陸性昆虫は20分類群1377個体であり、そのほとんどはハチ目であった(主にアリ類、計1274個体)。内陸性昆虫で2番目に多いグループはバッタ目であった(計88個体)。

4.3.2. 盛土区、対照区、覆砂区間での徘徊性昆虫個体数と植生被度の比較

盛土区では海浜性昆虫は確認されず、覆砂区と対照区でのみ確認された。しかし、覆砂区での個体数は計6個体、採集地点あたり平均0.75個体、最大3個体と非常に少なかった。第3章のデータと組み合わせると、ハードルモデルのゼロ成分の結果は、説明変数「盛土区」が95%信頼区間において0を含まない負の係数を示し(-2.712 ± 0.647)、盛土区では海浜性昆虫が確認される確率が低いことを意味した(Table 4-1)。カウント成分の結果は、説明変数「盛土区」と「覆砂区」で95%信頼区間に0を含まない負の係数を示し(盛土区: $-2.151 \pm$

0.670, 覆砂区: -1.214 ± 0.564) (Table 4-1), 説明変数「防潮堤からの距離」と「2023 年」が小さな負の係数を示した (防潮堤からの距離: -0.002 ± 0.001 , 2023 年: -0.343 ± 0.207) (Table 4-1)。このモデルを用いて多重比較を行った結果, 海浜性昆虫の個体数は対照区で有意に高く, 盛土区と覆砂区の間では有意差は見られなかった (Figure 4-3 a)。

内陸性昆虫の個体数についての GLM の結果, 説明変数「覆砂区」が 95%信頼区間に 0 を含まない負の係数を示した (-1.939 ± 0.641) (Table 4-2)。多重比較の結果, 内陸性昆虫の個体数は覆砂区で有意に少なく, 盛土区と対照区の間では有意差は見られなかった (Figure 4-3 b)。

海浜性植物の被度については, 説明変数「盛土区」と「覆砂区」が 95%信頼区間に 0 を含まない負の係数を示した (盛土区: -2.756 ± 0.565 , 覆砂区: -1.693 ± 0.504) (Table 4-2)。多重比較の結果, 海浜性植物の被度は対照区で有意に高く, 盛土区と覆砂区の間では有意差は見られなかった (Figure 4-4 a)。

内陸性植物の被度については, 全ての説明変数が 95%信頼区間に 0 を含まない正の係数を示した (防潮堤からの距離: 0.019 ± 0.008 , 盛土区: 1.575 ± 0.628 , 覆砂区: 1.837 ± 0.630) (Table 4-2)。多重比較の結果, 内陸性植物の被度は対照区で有意に低く, 盛土区と覆砂区の間では有意差は見られなかった (Figure 4-4 b)。

Table 4-1. 対照区, 盛土区, 覆砂区を比較したハードルモデルの結果.

応答変数	成分	説明変数	係数	SE	z value	p value
海浜性昆虫の個体数	ゼロ成分	(切片)	1.532	0.545	2.811	0.005
		2023年	-0.889	0.655	-1.357	0.175
		防潮堤からの距離	-0.005	0.006	-0.817	0.414
		盛土区	-2.712	0.647	-4.189	0.000
		覆砂区	-0.962	0.963	-0.999	0.318
	カウント成分	(切片)	2.139	0.089	24.076	0.000
		2023年	-0.343	0.207	-1.658	0.097
		防潮堤からの距離	-0.002	0.001	-1.835	0.067
		盛土区	-2.151	0.670	-3.208	0.001
		覆砂区	-1.214	0.564	-2.152	0.031

SE: Standard Error.

Table 4-2. 対照区, 盛土区, 覆砂区を比較した GLM の結果.

応答変数	説明変数	係数	SE	z value	p value
内陸性昆虫の個体数	(切片)	4.951	0.868	5.705	0.000
	防潮堤からの距離	-0.007	0.008	-0.929	0.353
	盛土区	-0.291	0.632	-0.460	0.645
	覆砂区	-1.939	0.641	-3.025	0.002
海浜性植物の被度	(切片)	3.557	0.677	5.255	0.000
	防潮堤からの距離	-0.005	0.006	-0.780	0.435
	盛土区	-2.756	0.565	-4.879	0.000
	覆砂区	-1.693	0.504	-3.356	0.001
内陸性植物の被度	(切片)	0.619	0.866	0.715	0.475
	防潮堤からの距離	0.019	0.008	2.562	0.010
	盛土区	1.575	0.628	2.509	0.012
	覆砂区	1.837	0.630	2.915	0.004

SE: Standard Error.

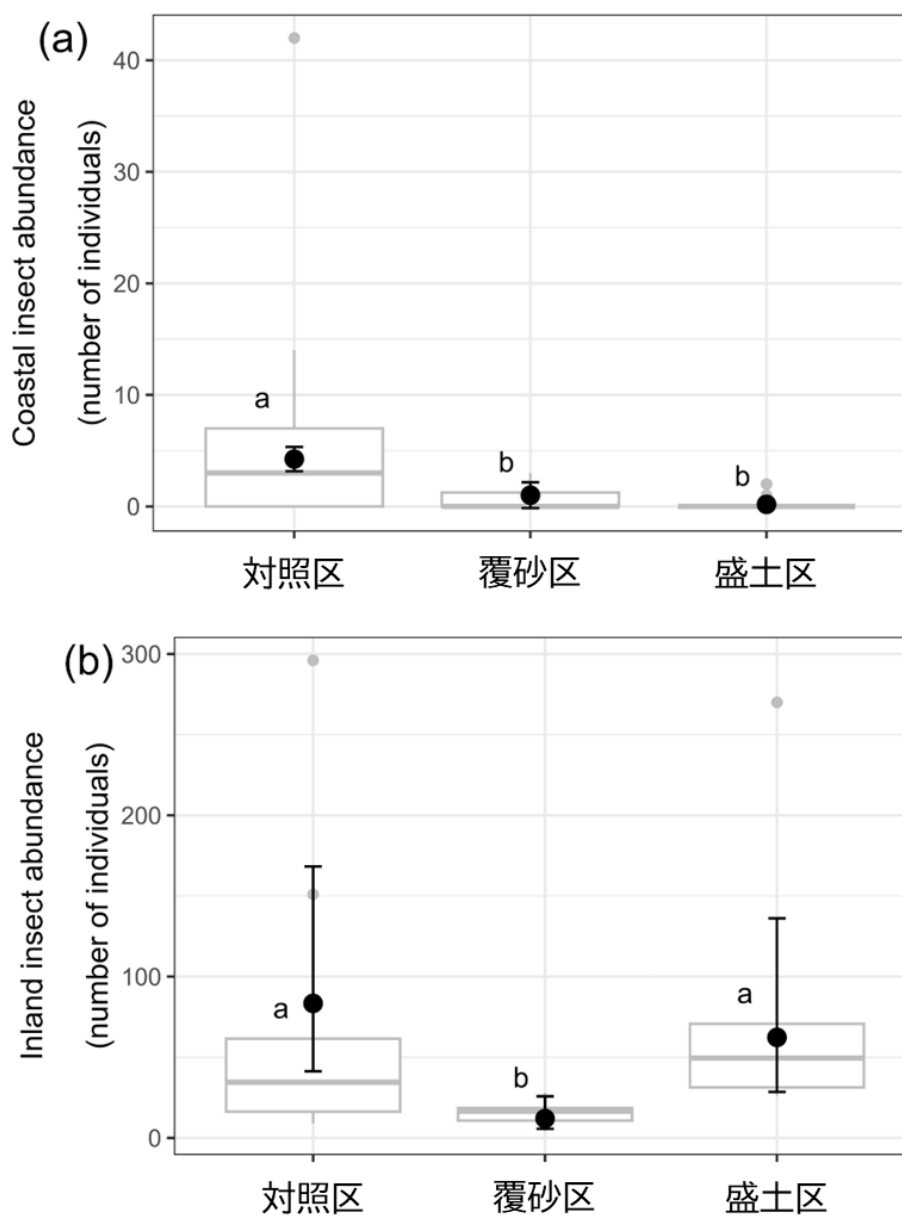


Figure 4-3. 各施工区における昆虫の個体数の推定周辺平均 $\pm 95\%$ 信頼区間（黒）と箱ひげ図（グレー）。

(a) 海浜性昆虫の個体数, (b) 内陸性昆虫の個体数.

各図中の同一アルファベット間には 5%水準で有意差がないことを示す.

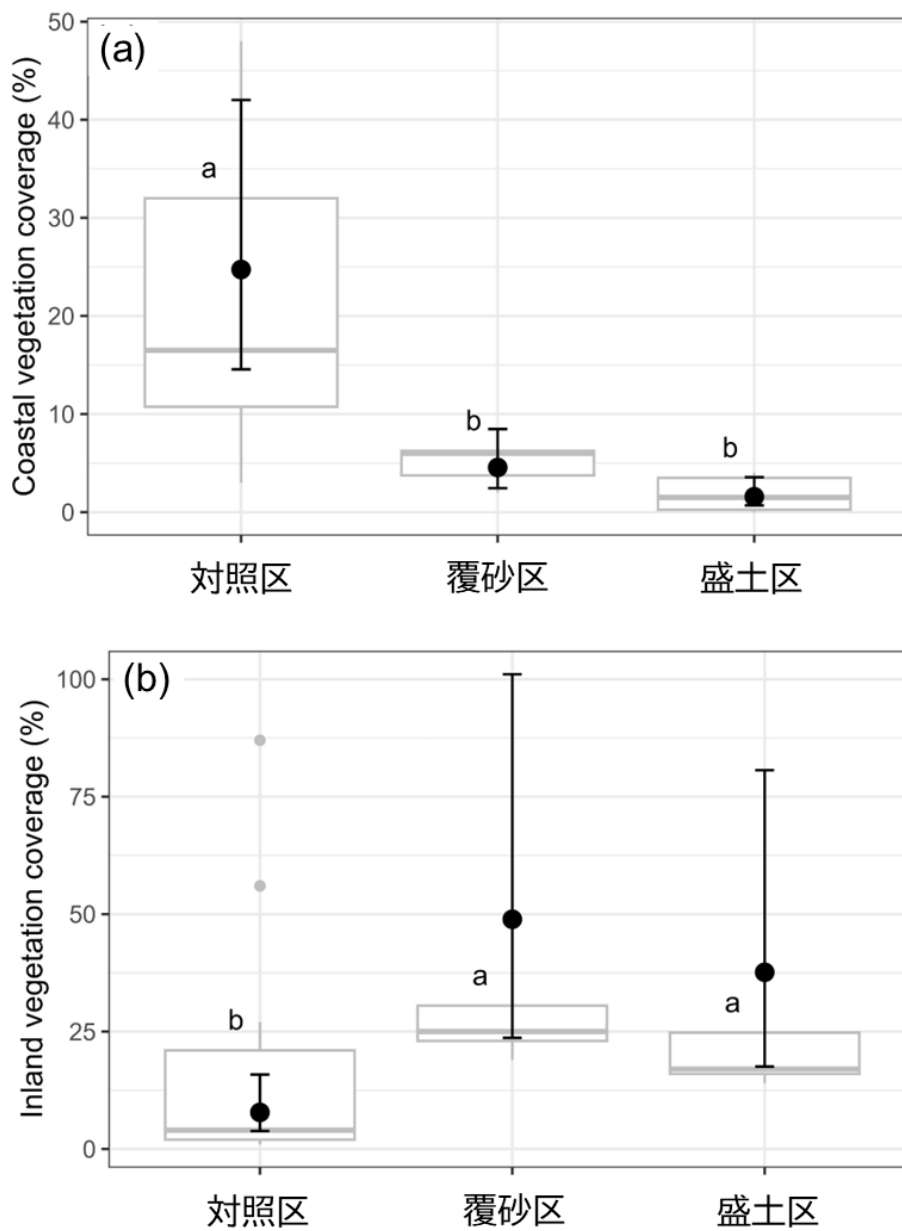


Figure 4-4. 各施工区における植物の被度の推定周辺平均 $\pm$ 95%信頼区間（黒）と箱ひげ図（グレー）。

(a) 海浜性植物の被度, **(b)** 内陸性植物の被度.

各図中の同一アルファベット間には 5%水準で有意差がないことを示す.

4.4. 考察

本研究では、徘徊性昆虫と植物の分布に着目し、盛土区、対照区、覆砂区を比較した。盛土区では海浜性昆虫が確認されなかった一方、覆砂区では確認された。しかし、その個体数は、第3章のデータと合わせると、覆砂区と盛土区で同程度であった (Figure 4-3 a)。覆砂区での海浜性植物の被度も対照区と比べて有意に低く、盛土区と有意差はなかった (Figure 4-4 a)。また、覆砂区での内陸性植物の被度は覆砂区で対照区に比べて有意に高く、盛土区と有意な差はなかった (Figure 4-4 b)。したがって、盛土上への覆砂による海浜性昆虫・植物の生息環境の復元効果は確認されなかった。この調査地における以前の調査では、盛土から推定3年後の2018年時点で、覆砂区の海浜性植物の種数は盛土区に比べて高かった (山ノ内ほか 2021)。昆虫については、対照区と同じ種や盛土区では見られなかった種が覆砂区で確認された (五十嵐 2019; 神室ほか 2020)。しかし、本研究では盛土区と覆砂区の間で定量的な違いが見られなかったことから、これらの既往研究で確認された覆砂の影響は、短期間または一部の種に限定されたものであった可能性が示唆された。なお、調査年の違いが海浜性昆虫の個体数に影響した可能性もある。海浜性昆虫の個体数を予測したハードルモデルのカウント成分は、説明変数「2023年」が小さな負の係数を示した (Table 4-1)。2023年調査の盛土区で海浜性昆虫が確認されなかったのは、経時的な変化により個体数が減少したためかもしれない。また、2022年と2023年の調査はほぼ同じ季節に実施されたが (日付の差は1週間であった)、両年の気候の違いも昆虫の出現状況に影響した可能性がある。

以上のことから、盛土上に海浜砂による覆砂を行っても、そうでない盛土と徘徊性昆虫群集の定量的な差はないことが示された。したがって、第3章でも見られた盛土による影響は海浜砂による覆砂では軽減されなかったと結論づけた。

第5章 防潮堤法面への現場表土による覆砂の効果

5.1. 本章の目的

宮城県気仙沼市三島海岸では林野庁により長さ 391.6 m, 高さ 9.8 m の防潮堤が建設された。近隣の大谷海岸も含めた当該地域では、地域住民により「防潮堤を勉強する会」「大谷まちづくり勉強会」「大谷里海（まち）づくり検討委員会」「大谷海岸関係者会議」等が結成され、様々な生物多様性保全の取り組みが行われた（一ノ瀬 2021; 黒沢ほか 2023; 三浦 2015）。三島海岸では建設以前の現場に存在していた砂浜とクリ・コナラ林の表土を用いて、海側の堤体法面への覆砂が行われた。加えて、有機質を内包した植生マットによる植生定着の促進や海浜性植物の地下茎の混入、海浜性植物の苗の植栽が行われた。この防潮堤覆砂上での生物の生息状況はほとんど把握されていない。また、この覆砂上は区域によって覆砂基盤（用いた表土）や施工年度が異なる。本章では、堤外の砂浜及び現場表土を用いていない陸側法面との比較、覆砂基盤の違いによる影響の分析から、防潮堤覆砂上における徘徊性昆虫群集に影響する要因を明らかにすることを目的とした。

5.2. 方法

5.2.1. 調査地

本研究の調査地である三島海岸は、宮城県気仙沼市本吉町大谷に位置する（Figure 5-1）。東日本大震災以前の三島海岸では全長 1000 m に及ぶ防潮護岸工と約 4.4 ha の海岸防災林が存在していた（Figure 5-2 a）（林野庁東北森林管理局宮城北部森林管理署 2021）。震災では痕跡高 14.07–23.21 m の津波により内陸側約 0.5–1.0 km にわたる浸水が生じ、これらの護岸工と海岸林はほとんどが消失した（Figure 5-2 b）（林野庁東北森林管理局宮城北部森林管理署, 2021; 東北大学災害科学国際研究所, 2020）。震災後、三島海岸では 2017 年度から林野庁により長さ 391.6 m, 高さ 9.8 m の防潮堤が建設された。本吉町大谷では地域住民により「防潮堤を勉強する会」「大谷まちづくり勉強会」「大谷里海（まち）づくり検討委員会」「大谷

海岸関係者会議」等が結成され、砂浜環境存続の要望が反映されたことにより復旧計画の変更や海浜植物保全の試みが行われた（一ノ瀬 2021; 黒沢ほか 2023; 三浦 2015）。

その一環として、三島海岸では防潮堤法面への覆砂及び緑化施工が行われた。覆砂には防潮堤建設以前の現場に存在していたクリ・コナラ林と砂浜の表土が用いられた（Figure 5-3）。この覆砂には有機質を内包した生分解性の植生基盤マット（製品名：はまみどりマット）が地表面下 20 cm に埋設された。このマットは 1 m × 1 m、厚さ 4–5 cm の麻袋の中にキノコ廃菌床等を原料とする有機質を内包したものであり、養分の供給・砂地の水分含有量の維持・酷暑期の温度上昇の緩和といった生育環境の改善により植物の発芽・生長を促進する効果がある（岡村ほか 2017）。また、マットの中に種子は含まれておらず、埋土種子や地下茎の発芽・生長を企図している。三島海岸ではこれに加え、法面覆砂上へジュートネットによる養生が行われた。覆砂及び緑化施工は防潮堤本体の完成後、2018 年、2019 年、2020 年の三度に渡り行われた。それぞれの施工区では覆砂基盤が異なり、2018 年施工区では林床表土が、2019 年及び 2020 年施工区では砂浜表土が覆砂に用いられた（Figure 5-3）。2019 年施工区では、覆砂の際にテンキグサ（*Leymus mollis*）の地下茎を混入させた。さらに、2020 年施工区では海浜性植物の苗の植栽が行われた。これは、防潮堤建設工事開始前に採取された海浜性植物を近隣の気仙沼市立大谷小学校の花壇に仮移植し、そこから生育した苗を再び移植したものであった。

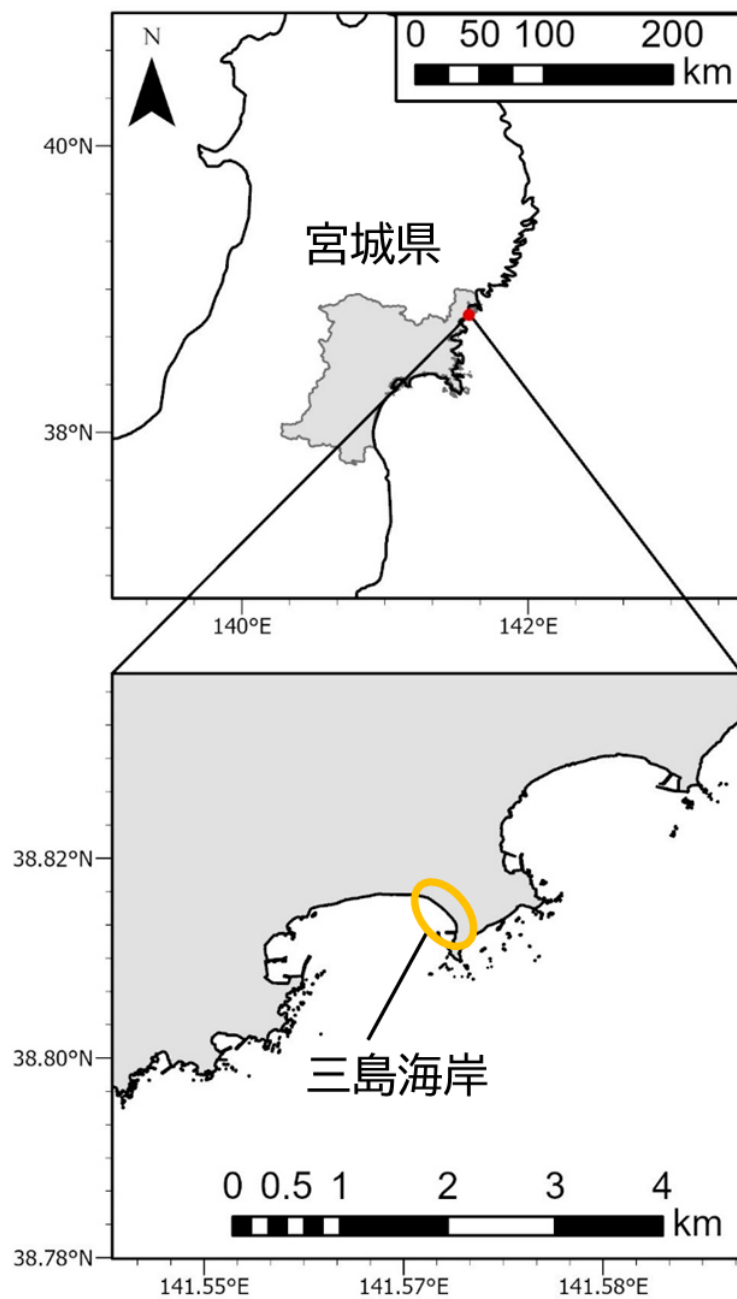


Figure 5-1. 調査地の地図. 国土交通省の国土数値情報

(<https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-N03-2024.html>: 2024/3/4 確認) と

Natural Earth の世界海岸線データ

(<https://www.naturalearthdata.com>: 2024/3/4 確認) を基に作成.

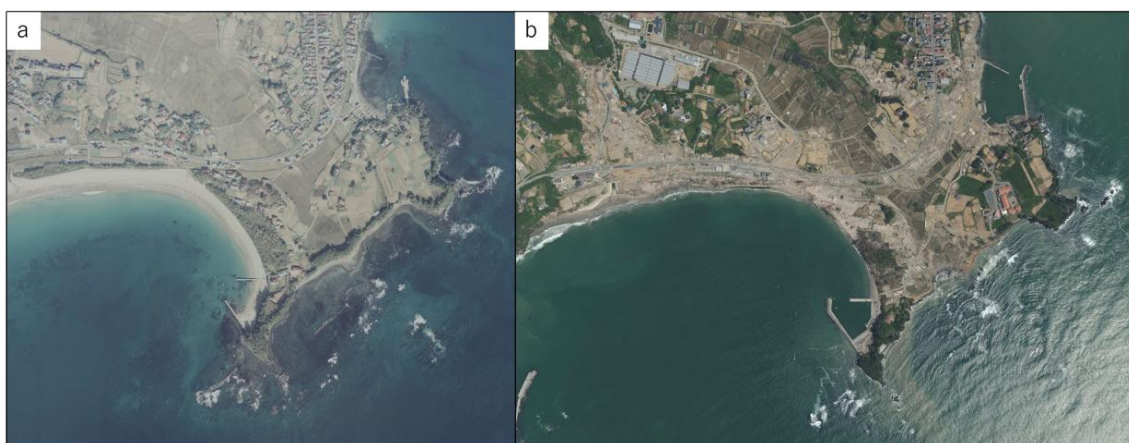


Figure 5-2. 調査地の空中写真.

(a) 津波以前 (1977/11/13) , (b) 津波以後 (2011/6/6) .

国土地理院の地図・空中写真閲覧サービス

(<https://mapps.gsi.go.jp/maplibSearch.do#1>: 2024/10/30 確認) より取得.



Figure 5-3. 三島海岸の防潮堤覆砂と施工区の様子.

5.2.2. データ収集

徘徊性昆虫の採集地点は覆砂を行った海側法面の天端・法面中央・基部に加え、堤外にある砂浜と陸側法面に設定した (Figure 5-4)。なお、天端と基部は法面から連続した平場であり、植生マットの埋設やジュートネットの被覆は行われていなかった (Figure 5-5)。堤外砂浜では直接的な人工物の設置は行われず、砂浜から防潮堤基部までは約 1.5 m の高さがあった。陸側法面は現場表土を用いたものではなく通常の盛土法面であった。採集地点は 2018 年施工区で 12 ケ所、2019 年施工区で 6 ケ所、2018 年施工区で 6 ケ所、堤外砂浜で 4 ケ所、陸側法面で 8 ケ所 (計 36 ケ所) とした。

徘徊性昆虫はピットフォールトラップを用いて採集した。トラップには直径 75 mm、深さ 125 mm のプラスチックカップを用い、逃走防止のため 20%プロピレングリコール溶液 50 mL をカップに注いだ。トラップは各採集地点に 1 個ずつ設置した。サンプルは約 48 時間後に回収し、その後実験室で種同定を行った。サンプリングは 2023 年 6 月に行った。



Figure 5-4. 調査地の空中写真と採集地点. 破線: 各施工区の境界, 点: 採集地点.

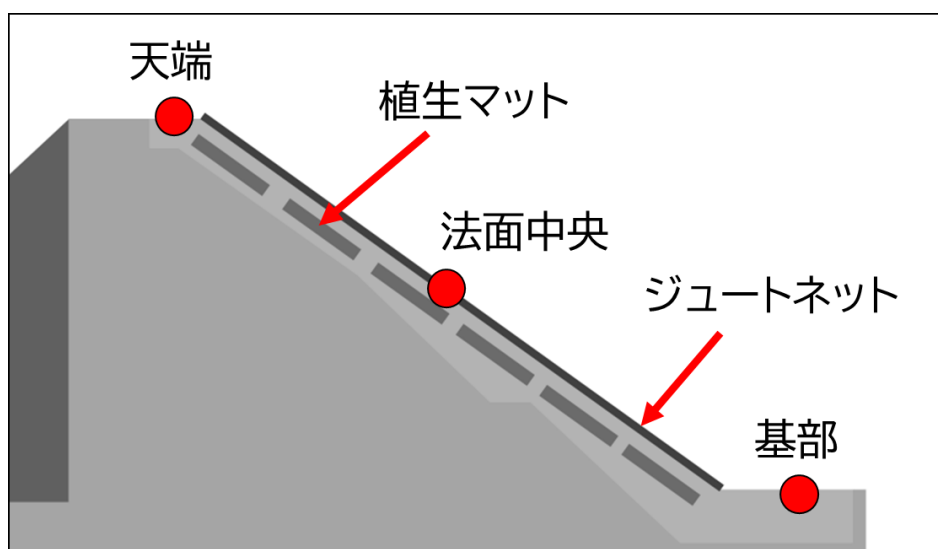


Figure 5-5. 防潮堤覆砂上での採集地点の模式図. 点: 採集地点.

5.2.3. データ分析

ピットフォールトラップで採集されたサンプルのうち、第 2 章と同様に徘徊性昆虫のみを分析に用い、生息地を参考に海浜性、内陸性の 2 つに分類した。

各施工区・堤外砂浜・陸側法面間の徘徊性昆虫相を比較するため、GLMM を用いて分析を行った。1 地点あたりの平均個体数、海浜性昆虫の個体数、内陸性昆虫の個体数、平均種数を応答変数、施工区（2018 年施工区、2019 年施工区、2020 年施工区、堤外砂浜、陸側法面）を固定効果、各採集地点をランダム効果とした。また、平均種数については施工区と個体数を固定効果とした。いずれのモデルにおいても、施工区間の差は 2018 年施工区を対照群として推定された。確率分布はポアソン分布を用いた。事後検定として、R パッケージ “emmeans” 内の emmeans 関数 (Lenth 2023) を用いて施工区間での推定周辺平均の多重比較を行った。分析には R ver. 4.2.0 (R Core Team 2022) , R パッケージ “glmmTMB” (Mollie *et al.* 2017) , “emmeans” (Lenth 2023) を用いた。

徘徊性昆虫の種組成を基に、Bray-Curtis 距離を用いた NMDS による採集地点の序列化を行った。分析には在・不在ではなく個体数データを用いた。これに k-means 法による非階層クラスター分析を行い、Calinski-Harabasz 基準 (Caliński and Harabasz 1974) により 5 つのクラスター A-E に分類した。さらに、IndVal 法 (Dufrene and Legendre 1997) を用いて各クラスターの指標種を明らかにした。クラスターの特徴を把握するため、GLMM を用いて分析を行った。1 地点あたりの平均個体数、海浜性昆虫の個体数、内陸性昆虫の個体数を応答変数、クラスターを固定効果、各採集地点をランダム効果とした。クラスター間の差はクラスター A を対照群として推定された。ただし、クラスター A では内陸性昆虫の個体数が 0 であったため、内陸性昆虫の個体数を応答変数としたモデルについてはクラスター B を対照群とした。確率分布はポアソン分布を用いた。事後検定として、R パッケージ “emmeans” 内の emmeans 関数 (Lenth 2023) クラスター間での推定周辺平均の多重比較を行った。分析には R ver. 4.2.0 (R Core Team 2022) , R パッケージ “vegan” (Oksanen *et al.* 2022) , “glmmTMB”

(Mollie *et al.* 2017) , “emmeans” (Lenth 2023) を用いた。

堤体上の位置(天端, 法面中央, 基部)による徘徊性昆虫相の違いを比較するため, GLMM を用いて分析を行った。この分析からは堤外砂浜及び陸側法面のデータは除外した。1 地点あたりの平均個体数, 海浜性昆虫の個体数, 内陸性昆虫の個体数, 平均種数を応答変数, 堤体上の位置(天端, 法面中央, 基部)と覆砂基盤(林床表土区, 砂浜表土区)を固定効果, 各採集地点をランダム効果とした。また, 平均種数については堤体上の位置, 覆砂基盤と個体数を固定効果とした。堤体上の位置間の差は基部を対照群として, 覆砂基盤間の差は砂浜表土区を対照群として推定された。確率分布はポアソン分布を用いた。事後検定として, R パッケージ “emmeans” 内の `emmeans` 関数 (Lenth 2023) 堤体上の位置間での推定周辺平均の多重比較を行った。分析には R ver. 4.2.0 (R Core Team 2022) , R パッケージ “vegan” (Oksanen *et al.* 2022) , “glmmTMB” (Mollie *et al.* 2017) , “emmeans” (Lenth 2023) を用いた。

また, 堤体上の位置における β 多様性の指標として, R パッケージ “vegan” 内の `betadisper` 関数 (Oksanen *et al.* 2022) を用いて種組成の多変量均質性 (multivariate homogeneity) を算出した。`betadisper` 関数は多変量空間における, 各グループの幾何中央値または重心に対するグループメンバーの距離を算出する (Oksanen *et al.* 2022)。本研究では徘徊性昆虫の種組成に基づく Bray-Curtis 距離空間における, 堤体上の位置それぞれの幾何中央値に対する各採集地点からの距離の平均値を算出した。この算出した平均距離に対し, ANOVA 及び TukeyHSD により堤体上の位置間の差を検定した。分析には R ver. 4.2.0 (R Core Team 2022) , R パッケージ “vegan” (Oksanen *et al.* 2022) を用いた。

5.3. 結果

5.3.1. 徘徊性昆虫の個体数と種数

調査地全体で合計 33 種 760 個体の徘徊性昆虫が採集され、そのうち 16 種 247 個体を海浜性, 17 種 513 個体を内陸性と分類した。防潮堤覆砂上では合計 28 種 609 個体が採集され、そのうち 14 種 188 個体を海浜性, 14 種 421 個体を内陸性と分類した。

5.3.2. 施工区間の徘徊性昆虫個体数, 種数の比較

各施工区間（2018 年施工区, 2019 年施工区, 2020 年施工区, 堤外砂浜, 陸側法面）を比較した GLMM の結果を Table 5-1 に示す。平均個体数については, 説明変数「2020 年施工区, 堤外砂浜, 陸側法面」が 95% Wald 信頼区間に 0 が含まれない負の係数を示した（2020 年施工区: coefficient = -1.144 ± 0.403 SE, 堤外砂浜: -1.312 ± 0.472 , 陸側法面: -1.095 ± 0.368 ）（Table 5-1）。個体数の推定周辺平均値は 2018 年施工区で最も多く, 多重比較の結果, 2018 年施工区と 2020 年施工区・陸側法面の間に有意差が認められた（Figure 5-6 a）。

海浜性昆虫の個体数については, 95% Wald 信頼区間に 0 を含まない説明変数は「陸側法面」のみであり, 負の係数を示した（ -1.098 ± 0.505 ）（Table 5-1）。しかし, 多重比較の結果, いずれの施工区間においても海浜性昆虫の個体数の推定周辺平均値に有意差は認められなかった（Figure 5-7 a）。

内陸性昆虫の個体数については, 全ての説明変数で 95% Wald 信頼区間に 0 が含まれない負の係数を示した（2019 年施工区: -1.215 ± 0.579 , 2020 年施工区: -1.848 ± 0.600 , 堤外砂浜: -3.488 ± 0.853 , 陸側法面: -1.165 ± 0.519 ）（Table 5-1）。内陸性昆虫の個体数の推定周辺平均値は 2018 年施工区で最も多く, 多重比較の結果, 2018 年施工区と 2020 年施工区・堤外砂浜の間に有意差が認められた（Figure 5-7 b）。

平均種数については, 95% Wald 信頼区間に 0 を含まない説明変数は「個体数」のみであり, 正の係数を示した（ 0.012 ± 0.004 ）（Table 5-1）。多重比較の結果, いずれの施工区間において

も種数の推定周辺平均値に有意差は認められなかった (Figure 5-6 b)。

Table 5-1. 各施工区間を比較した GLMM の結果.

応答変数	説明変数	係数	SE	z value	p value
平均個体数	(切片)	3.380	0.223	15.146	0.000
	2019年施工区	-0.779	0.399	-1.953	0.051
	2020年施工区	-1.144	0.403	-2.836	0.005
	堤外砂浜	-1.312	0.472	-2.782	0.005
	陸側法面	-1.095	0.368	-2.975	0.003
海浜性昆虫の個体数	(切片)	1.713	0.301	5.694	0.000
	2019年施工区	0.057	0.501	0.113	0.910
	2020年施工区	-0.106	0.506	-0.209	0.834
	堤外砂浜	0.238	0.571	0.417	0.677
	陸側法面	-1.098	0.505	-2.175	0.030
内陸性昆虫の個体数	(切片)	3.010	0.315	9.549	0.000
	2019年施工区	-1.215	0.579	-2.099	0.036
	2020年施工区	-1.848	0.600	-3.080	0.002
	堤外砂浜	-3.488	0.853	-4.089	0.000
	陸側法面	-1.165	0.519	-2.243	0.025
平均種数	(切片)	1.355	0.201	6.741	0.000
	2019年施工区	0.181	0.224	0.808	0.419
	2020年施工区	0.110	0.246	0.446	0.656
	堤外砂浜	0.036	0.292	0.123	0.902
	陸側法面	-0.218	0.239	-0.910	0.363
	個体数	0.012	0.004	3.220	0.001

SE: Standard Error.

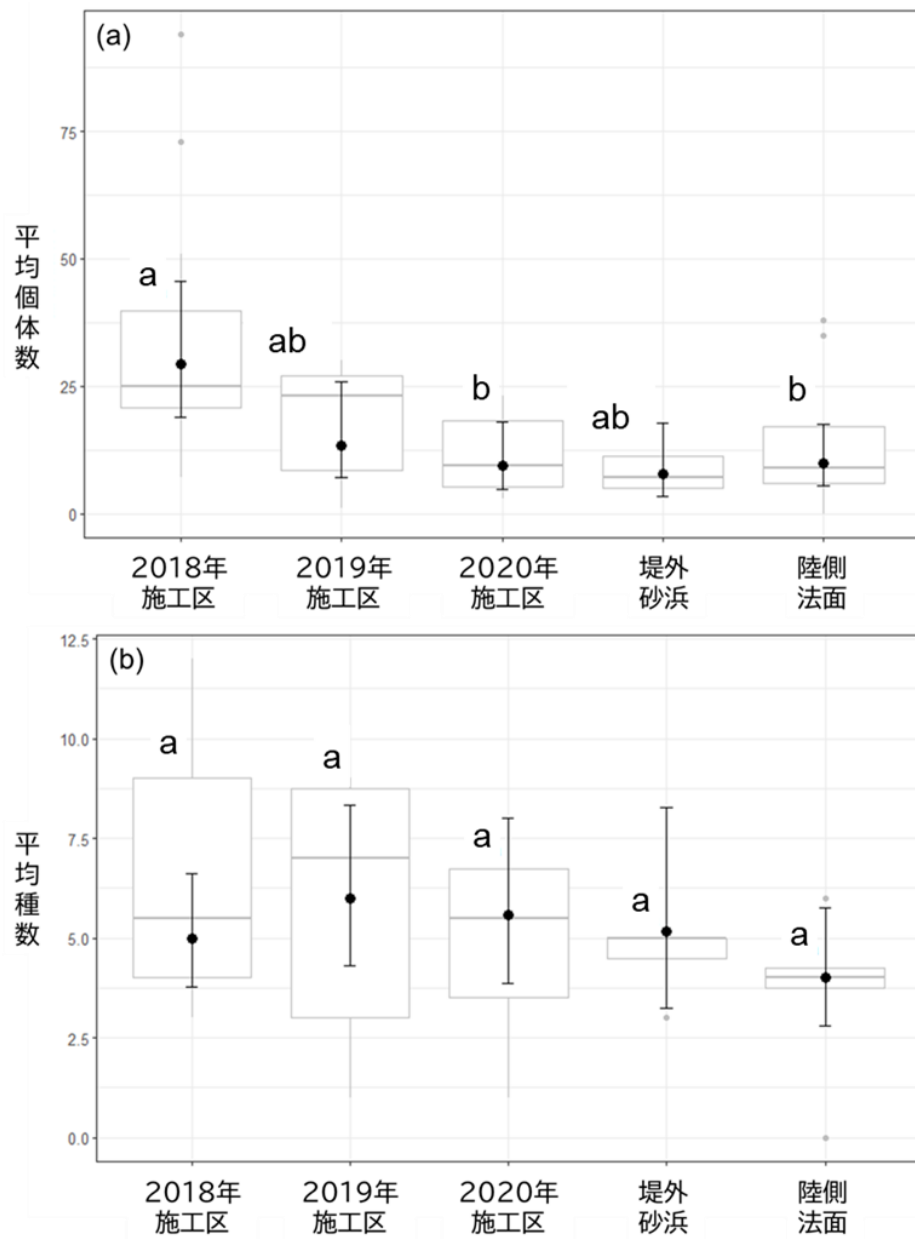


Figure 5-6. 各施工区における推定周辺平均 $\pm$ 95%信頼区間（黒）と箱ひげ図（グレー）.
(a) 平均個体数, **(b)** 平均種数.
 各図中の同一アルファベット間には 5%水準で有意差がないことを示す.

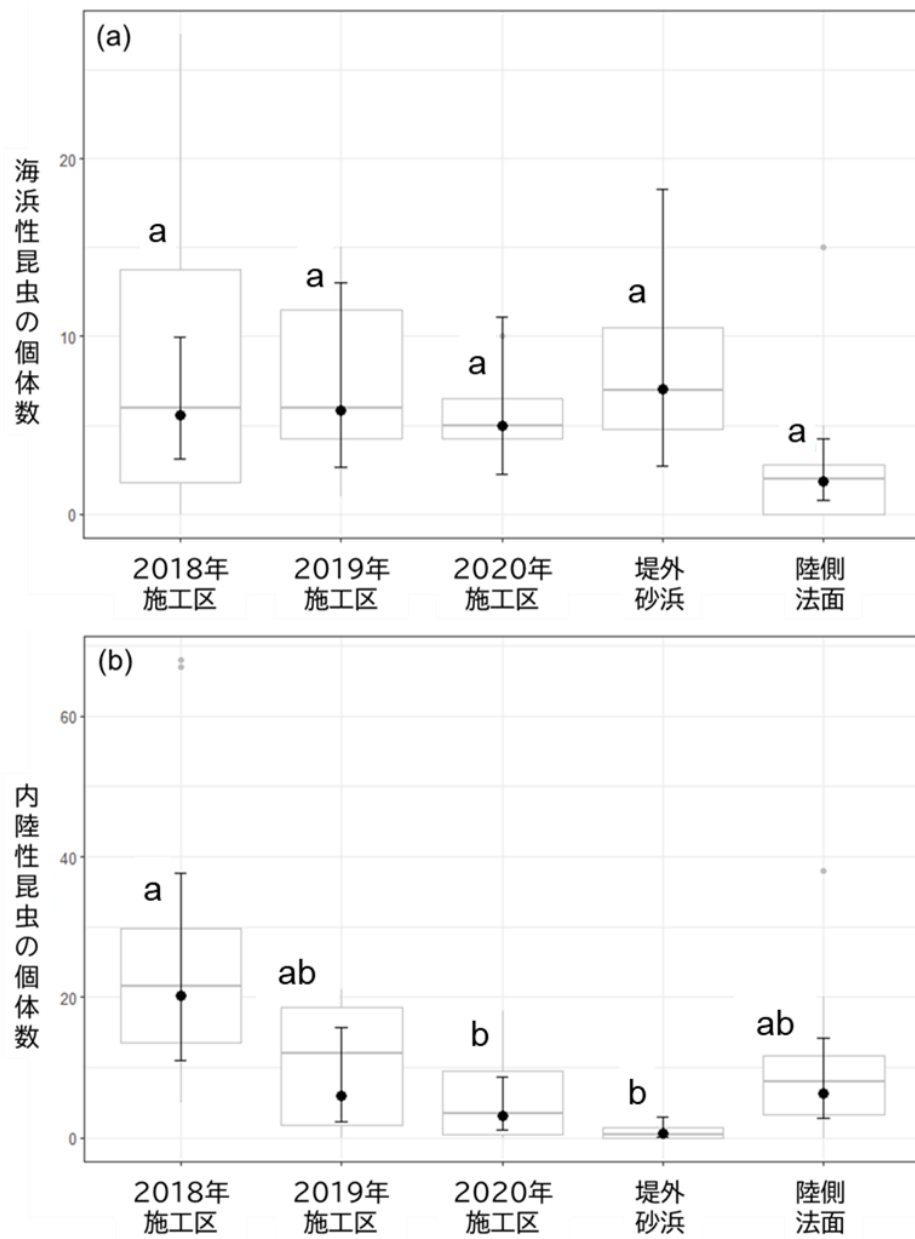


Figure 5-7. 各施工区における昆虫の個体数の推定周辺平均 $\pm 95\%$ 信頼区間（黒）と箱ひげ図（グレー）。

(a) 海浜性昆虫の個体数, **(b)** 内陸性昆虫の個体数.

各図中の同一アルファベット間には 5%水準で有意差がないことを示す.

5.3.3. 種組成に基づく採集地点の分類

クラスター分析の結果、徘徊性昆虫が採集されなかった 1 ケ所を除いた 35 ケ所の採集地点は Figure 5-8 のように分類された。クラスターA には 6 ケ所、クラスターB には 6 ケ所、クラスターC には 6 ケ所、クラスターD には 13 ケ所、クラスターE には 4 ケ所が分類された。種組成は覆砂基盤と堤体上の位置により異なった。クラスターA は砂浜表土を用いた 2019 年施工区及び 2020 年施工区の基部、堤外砂浜 2 ケ所が分類された。クラスターB は砂浜表土を用いた 2019 年施工区及び 2020 年施工区の天端が多く分類された他、2020 年施工区の法面中央、堤外砂浜、陸側法面が 1 ケ所ずつ分類された。クラスターC は林床表土を用いた 2018 年施工区の天端及び基部が多く分類された他、堤外砂浜が 1 ケ所分類された。クラスターD は主に全ての施工区の法面中央と陸側法面が分類された。クラスターE は陸側法面が多く分類された他、2018 年施工区の法面中央が 1 ケ所分類された。

指標種分析の結果、クラスターA はヒメオオメナガカメムシ (*Geocoris proteus*) ($\text{IndVal} = 0.500, p < 0.05$)、クラスターB はオサムシモドキ (*Craspedonotus tibialis*) ($0.472, p < 0.05$) とクロゴモクムシ (*Harpalus (Pseudoophonus) pastor niigatanus*) ($0.390, p < 0.05$)、クラスターC はホソケシマグソコガネ (*Trichiorhyssemus asperulus*) ($0.849, p < 0.05$) とシラフヒョウタンゾウムシ (*Meotiorhynchus querendus*) ($0.444, p < 0.05$) とテラニシシリアゲアリ (*Crematogaster teranishii*) ($0.551, p < 0.05$)、クラスターE はカワラケアリ (*Lasius sakagamii*) ($0.750, p < 0.05$) が指標種として抽出された。クラスターD については指標種に該当する種はなかった。

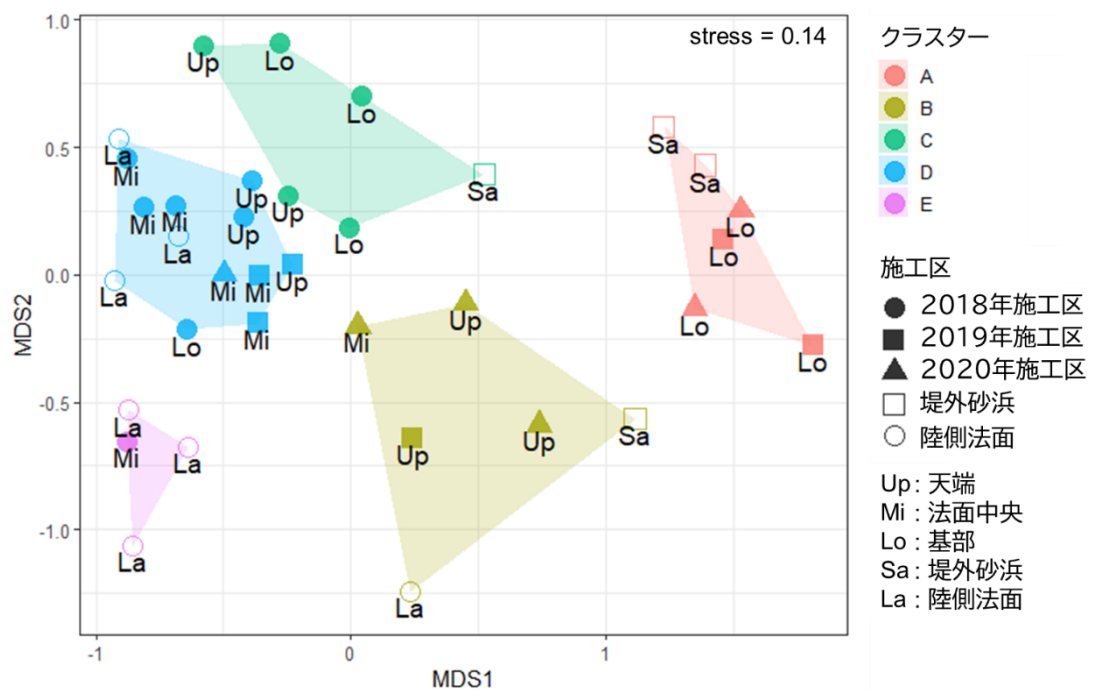


Figure 5-8. 徘徊性昆虫種組成の NMDS 及びクラスター分析の結果.

クラスター間を比較した GLMM の結果を Table 5-2 に示す。平均個体数については、説明変数「クラスターB, C, D」が 95% Wald 信頼区間に 0 が含まれない正の係数を示した（クラスターB: 1.011 ± 0.333 , クラスターC: 2.226 ± 0.318 , クラスターD: 1.890 ± 0.290) (Table 5-2)。個体数の推定周辺平均値はクラスターC, D, B, E, A の順で多く、多重比較の結果、クラスターC・D と A・B・E, B と A の間に有意差が認められた (Figure 5-9 a)。

海浜性昆虫の個体数については、説明変数「クラスターC」が 95% Wald 信頼区間に 0 が含まれない正の係数を示した (1.268 ± 0.453) (Table 5-2)。海浜性昆虫の個体数の推定周辺平均値はクラスターC, B, D, A, E の順で多く、多重比較の結果、クラスターC と A・D・E の間に有意差が認められた (Figure 5-9 b)。

内陸性昆虫の個体数については、説明変数「クラスターC, D」が 95% Wald 信頼区間に 0 が含まれない正の係数を示した（クラスターC: 1.636 ± 0.418 , クラスターD: 1.708 ± 0.370) (Table 5-2)。クラスターA では内陸性昆虫の個体数は 0 であった。内陸性昆虫の個体数の推定周辺平均値はクラスターD, C, E, B の順で多く、多重比較の結果、クラスターC・D と B・E の間に有意差が認められた (Figure 5-9 c)。

Table 5-2. 各クラスター間を比較した GLMM の結果.

応答変数	説明変数	係数	SE	z value	p value
平均個体数	(切片)	1.390	0.262	5.316	0.000
	クラスターB	1.011	0.333	3.031	0.002
	クラスターC	2.226	0.318	7.007	0.000
	クラスターD	1.890	0.290	6.520	0.000
	クラスターE	0.616	0.378	1.628	0.103
海浜性昆虫の個体数	(切片)	1.322	0.344	3.840	0.000
	クラスターB	0.594	0.465	1.275	0.202
	クラスターC	1.268	0.453	2.801	0.005
	クラスターD	0.133	0.416	0.320	0.749
	クラスターE	-1.077	0.638	-1.688	0.091
内陸性昆虫の個体数	(切片)	1.311	0.325	4.033	0.000
	クラスターC	1.636	0.418	3.915	0.000
	クラスターD	1.708	0.370	4.621	0.000
	クラスターE	0.443	0.487	0.909	0.363

SE: Standard Error.

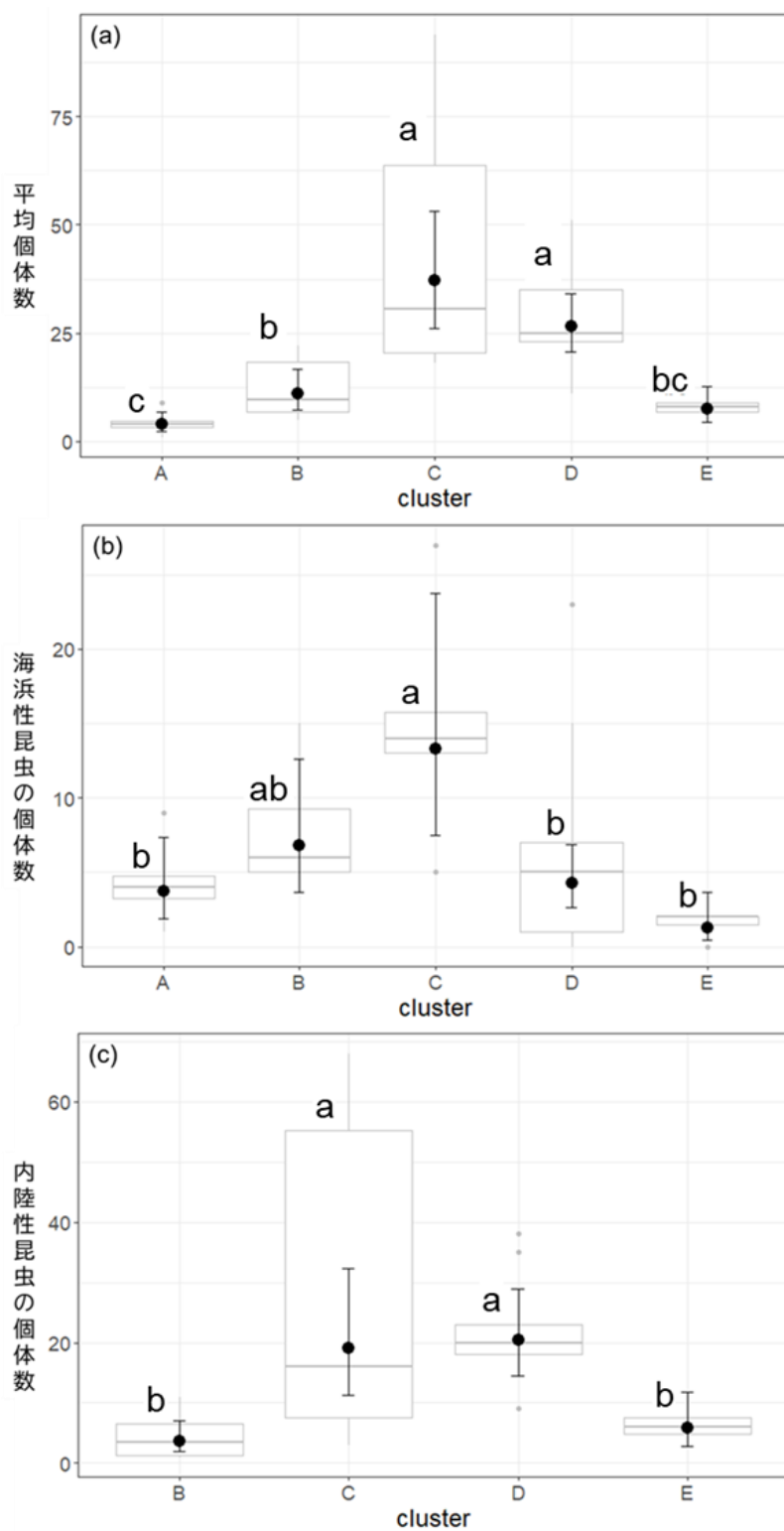


Figure 5-9. 各クラスターにおける推定周辺平均 $\pm 95\%$ 信頼区間 (黒) と箱ひげ図 (グレー) .

(a) 平均個体数, (b) 海浜性昆虫の個体数, (c) 内陸性昆虫の個体数.

各図中の同一アルファベット間には 5%水準で有意差がないことを示す.

5.3.4. 堤体上の位置による徘徊性昆虫個体数, 種数, β 多様性の比較

堤体上の位置間（天端, 法面中央, 基部）を比較した GLMM の結果を Table 5-3 に示す。平均個体数については, 説明変数「林床表土区, 天端」が 95% Wald 信頼区間に 0 が含まれない正の係数を示した（林床表土区: 0.985 ± 0.292 , 天端: 0.823 ± 0.363 ）（Table 5-3）。多重比較の結果, いずれの位置間においても個体数の推定周辺平均値に有意差は認められなかった（Figure 5-10 a）。

平均種数については, 説明変数「天端, 個体数」が 95% Wald 信頼区間に 0 を含まない正の係数を示した（天端: 0.427 ± 0.209 , 個体数: 0.011 ± 0.004 ）（Table 5-3）。多重比較の結果, いずれの位置間においても昆虫種数の推定周辺平均値に有意差は認められなかった（Figure 5-10 b）。

海浜性昆虫の個体数については, 95% Wald 信頼区間に 0 を含まない説明変数は無かった（Table 5-3）。多重比較の結果, いずれの位置間においても海浜性昆虫の個体数の推定周辺平均値に有意差は認められなかった（Figure 5-11 a）。

内陸性昆虫の個体数については, 全ての説明変数で 95% Wald 信頼区間に 0 が含まれない正の係数を示した（林床表土区: 1.619 ± 0.438 , 法面中央: 1.530 ± 0.556 , 天端: 1.306 ± 0.555 ）（Table 5-3）。内陸性昆虫の個体数の推定周辺平均値は法面中央, 天端, 基部の順で多く, 多重比較の結果, 法面中央と基部の間で有意差が認められた（Figure 5-11 b）。

β 多様性については, 基部, 天端, 法面中央の順で β 多様性が高く, 多重比較の結果, 基部と法面中央の間で有意差が認められた（Figure 5-12）。

Table 5-3. 堤体上の位置間を比較した GLMM の結果.

応答変数	説明変数	係数	SE	z value	p value
平均個体数	(切片)	1.906	0.321	5.936	0.000
	林床表土区	0.985	0.292	3.372	0.001
	法面中央	0.664	0.364	1.826	0.068
	天端	0.823	0.363	2.269	0.023
海浜性昆虫の個体数	(切片)	1.758	0.385	4.570	0.000
	林床表土区	-0.020	0.383	-0.052	0.958
	法面中央	-0.620	0.481	-1.289	0.198
	天端	0.451	0.447	1.007	0.314
内陸性昆虫の個体数	(切片)	0.449	0.544	0.826	0.409
	林床表土区	1.619	0.438	3.697	0.000
	法面中央	1.530	0.556	2.751	0.006
	天端	1.306	0.555	2.353	0.019
平均種数	(切片)	1.304	0.205	6.355	0.000
	林床表土区	-0.111	0.202	-0.550	0.582
	法面中央	0.156	0.228	0.685	0.493
	天端	0.427	0.209	2.044	0.041
	個体数	0.011	0.004	2.580	0.010

SE: Standard Error.

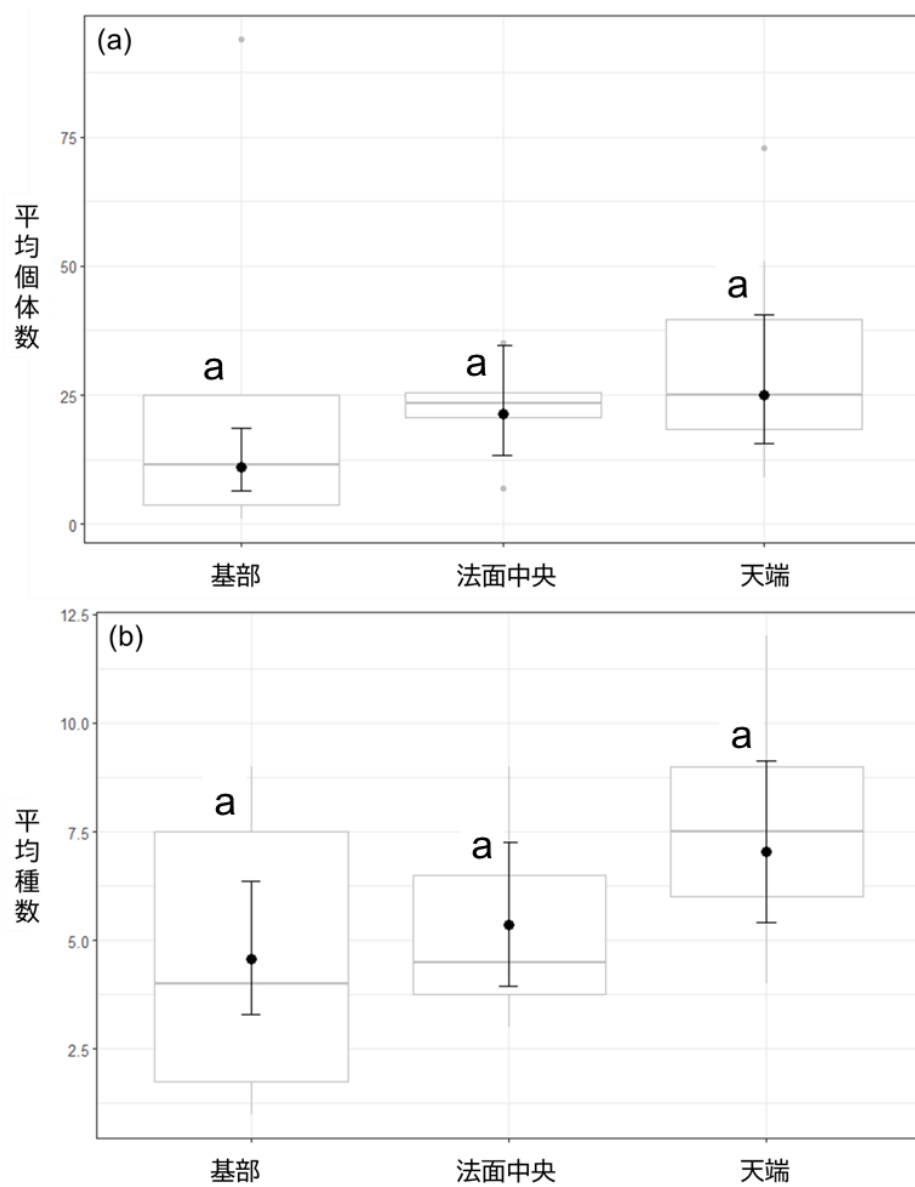


Figure 5-10. 堤体上の各位置における推定周辺平均 $\pm 95\%$ 信頼区間（黒）と箱ひげ図（グレー）。

(a) 平均個体数, **(b)** 平均種数.

各図中の同一アルファベット間には 5%水準で有意差がないことを示す.

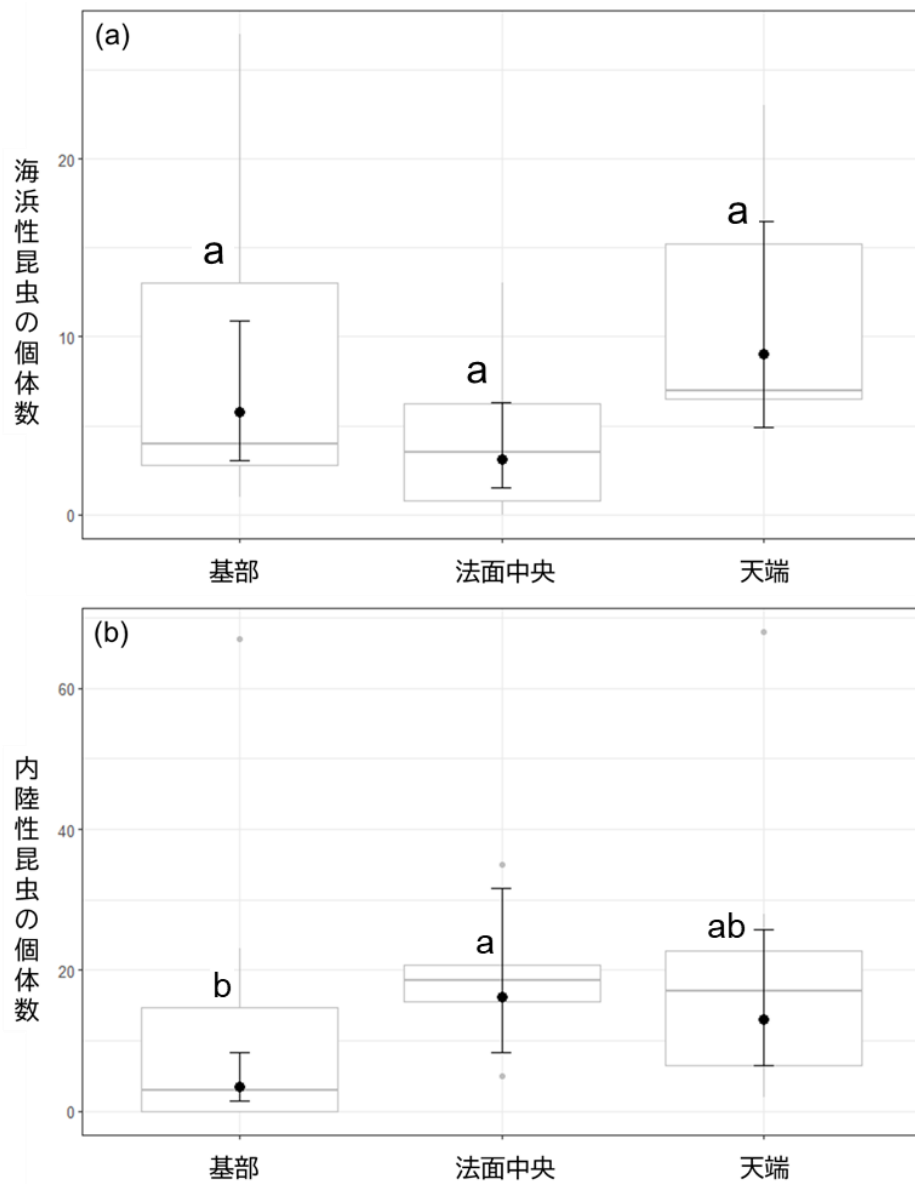


Figure 5-11. 堤体上の各位置における昆虫の個体数の推定周辺平均 $\pm 95\%$ 信頼区間（黒）と箱ひげ図（グレー）。

(a) 海浜性昆虫の個体数, **(b)** 内陸性昆虫の個体数.

各図中の同一アルファベット間には5%水準で有意差がないことを示す.

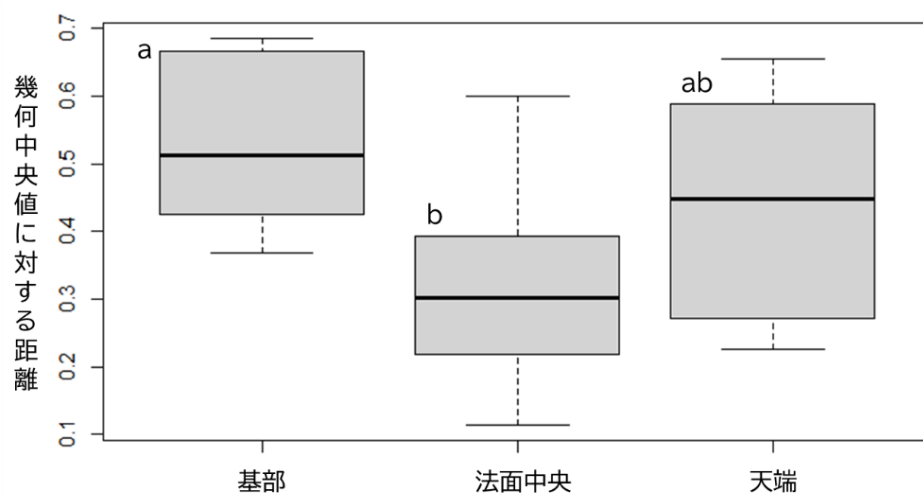


Figure 5-12. 堤体上の各位置における β 多様性 (Bray-Curtis 距離空間における, 幾何中央値に対する各採集地点からの距離) .
各図中の同一アルファベット間には 5%水準で有意差がないことを示す.

5.4. 考察

本研究では、人工的に覆砂と植栽を行った防潮堤覆砂上における徘徊性昆虫群集について調査した。覆砂には防潮堤建設以前の現場に存在した砂浜とクリ・コナラ林の表土が用いられ、林床表土を用いた 2018 年施工区、砂浜表土を用いた上で海滨植物の地下茎混入や植栽を行った 2019 年施工区と 2020 年施工区に分けられた。また、人工物が直接設置されていない堤外の砂浜、現場表土を用いていない陸側法面でも調査を行った。施工区間での比較の結果、いずれの間にも海滨性昆虫の個体数に有意差は見られなかった (Figure 5-7 a)。したがって個体数の観点からは、防潮堤覆砂上では覆砂基盤に依らず堤外砂浜と同程度の海滨性昆虫が生息していた。一方、内陸性昆虫の個体数と昆虫全体の平均個体数は 2018 年施工区、2019 年施工区、2020 年施工区の順で多く、施工からの年数に応じた内陸性昆虫の増加が推察された (Figure 5-6 a; 5-7 b)。

また、種組成についての分析では各採集地点が 5 つのクラスターに分けられ、覆砂基盤による影響は堤体上の位置によって異なる傾向が見られた (Figure 5-8)。基部と天端では覆砂基盤によってクラスターが異なる傾向にあり、砂浜表土の基部は 4 ケ所全てがクラスター A に、砂浜表土の天端は 4 ケ所中 3 ケ所がクラスター B に、林床表土の基部と天端は計 8 ケ所中 5 ケ所がクラスター C に分類された。

砂浜表土区の基部が全て分類されたクラスター A では、個体数は比較的少ないものの海滨性昆虫のみが出現し、内陸性昆虫は全く見られなかった (Figure 5-8, 5-9 b, c)。このクラスターの指標種として抽出されたヒメオオメナガカメムシは主に海岸や河原の乾燥した草原の地表で見られる。また、堤外砂浜の 4 ケ所中 2 地点がクラスター A に分類されていた。これらのことから、砂浜表土区の基部では砂浜の裸地に近い徘徊性昆虫相であったと考えられる。砂浜海岸においては塩水噴霧、風、土壌中の水分や塩分等が動植物の生息環境の決定要因であり、それらが海から陸にかけて変化することで環境勾配が生じる (Hesp 1991; McLachlan 1991; McLachlan and Brown 2006; Carboni *et al.* 2009; Ciccarelli and Bacaro 2016; Du

and Hesp 2020)。砂浜表土区の基部では防潮堤建設以前の現地に存在した砂浜の表土を用いたことに加え、調査地の中では比較的海に近く塩水噴霧や塩分の影響を受けやすい環境であることからこのような昆虫相が成立したと考えられる。

砂浜表土区为天端の多くが分類されたクラスターBでは、海浜性昆虫の個体数の推定周辺平均が全クラスターで2番目に高く、内陸性昆虫の個体数は有意に少なかった (Figure 5-8; 5-9 b, c)。クラスターBの指標種の1つであるオサムシモドキは主に海岸砂丘や河原の砂地に生息している。本研究では植生の定量的な比較は行っていないものの、2019年施工区と2020年施工区においては基部より天端で植生被度が高い様子が観察された。海岸砂丘における植生は、餌資源の提供や高温、乾燥、捕食者からの避難場所になるという点で昆虫を含む節足動物の生息環境に影響しており (Colombini *et al.* 2003; Comor *et al.* 2008; Fattorini 2023)、植生による種組成への影響が推察される。個体数及び指標種の観点からは、クラスターA, Bのいずれも海浜性種が中心となっていたため、砂浜表土を用いた覆砂により基部と天端では海浜で一般的な昆虫の生息環境を創出できたと考えられる。

林床表土区の基部と天端が多く分類されたクラスターCでは、平均個体数、海浜性昆虫の個体数、内陸性昆虫の個体数のいずれも有意に多かった (Figure 5-8; 5-9 a, b, c)。クラスターCの指標種のうち、ホソケシマグソコガネとシラフヒョウタンゾウムシは海岸砂丘や河原に生息する種であり、本研究では林床表土を用いた2018年施工区及び堤外砂浜でのみ確認され、砂浜表土区では確認されなかった。同様に林床表土区では確認された一方で砂浜表土区では確認されなかった種は、この2種を含めると計9種であり、そのうち5種は海浜性であった。クラスターCには陸側法面が含まれなかったことも踏まえると、林床表土区の基部と天端では、防潮堤建設以前の現場の表土を用いたことで砂浜表土区とは異なる環境を好む海浜性種の生息環境を提供できたと考えられる。海岸砂丘では様々な種類の植生が局所的に存在することで多様な生息地が成立し、生物多様性に寄与している (Acosta *et al.* 2009; Brunbjerg *et al.* 2015; Bird *et al.* 2017; Wunsch *et al.* 2012)。防潮堤建設以前のデータが存在し

ないため、本研究の結果から林床表土区にのみ出現した海浜性種の供給源を特定することは困難である。しかし、林床表土区に特有な種の存在は、防潮堤建設以前のクリ・コナラ林に生息していた種が表土と共に堤体上に持ち込まれ定着した可能性を示唆している。このクリ・コナラ林は人工林であると考えられるにも関わらず、砂浜とは異なる海浜性昆虫の生息地となっていたことが推察される。

一方で、法面中央では基部及び天端と異なり、覆砂基盤による種組成の明瞭な差は見られなかった。法面中央の採集地点は林床表土区の4ヶ所中3ヶ所、砂浜表土区の4ヶ所中3ヶ所、計8ヶ所中6ヶ所がクラスターDに分類された (Figure 5-8)。クラスターDは個体数の推定周辺平均値が2番目に高く、内陸性昆虫の個体数も有意に多かった一方、海浜性昆虫の個体数は有意に少なかった (Figure 5-9 a, b, c)。堤体上の位置間の比較においても、法面中央では基部と比べて内陸性昆虫の個体数が有意に多く、 β 多様性が有意に低かった (Figure 5-11 b; 5-12)。自然の海岸砂丘では海から陸への環境勾配 (エコトーン) や局所的な攪乱がもたらす生息地の不均質性が高い β 多様性の主要因となっている (Fenu *et al.* 2013; MacArthur and Wilson 1967; Rosenzweig *et al.* 1984; Simpson 1949)。海岸砂丘において、砂の移動性は節足動物の分布に影響する主要な環境要因の1つであり、既往研究では植生被覆により固定化された砂丘において種数、多様度指数、 β 多様性が低く、砂の移動性の高い砂丘とは種組成が異なっていた (Brunbjerg *et al.* 2015; Bird *et al.* 2017; Lithgow *et al.*, 2013)。本研究では植生の定量的な比較は行っていないものの法面中央で植物が繁茂している様子が観察された他、飛砂防止のためにジュートネットで被覆されており、これらが種組成や β 多様性に影響したことが推察された。

砂の移動性のような自然攪乱は海浜性の昆虫や植物の多様性にとって重要である一方、本研究の調査地では堤体上での覆砂基盤の維持とトレードオフの関係にあると言える。三島海岸の周辺には漁港や道路があることから飛砂害の防止が求められる状況にあり、そのために植生基盤マットによる迅速な植生定着の促進やジュートネットによる養生が行われ

た。したがって、砂の移動性を高めることは管理上の観点から困難であった。また、このトレードオフは生息地の持続性の観点からも課題となる可能性がある。Almarshed *et al.* (2019) は海岸砂丘を模倣して海岸防御構造物を覆砂するハイブリッドアプローチについて理論的に検討しており、長期的には自然の砂丘のような砂の供給が不足するため、特に侵食を受けた際は人為的な砂の供給が必要であると指摘している。加えて、堤防法面での植生の定着は波浪や風雨による侵食に対する土壌の抵抗性を高める (Berendse *et al.* 2015; Scheres and Schütttrumpf 2020; Van Den Hoven *et al.* 2024)。したがって植生により固定化された砂の移動を促す場合、侵食が生じて堤体上から覆砂基盤が失われることが考えられる。一方で既往研究では、海岸砂丘での植生や低木の増加による安定化が地上節足動物の種組成への影響や低い β 多様性をもたらすことが示されている (Bird *et al.*, 2017; Schirmel and Buchholz, 2011)。これらの解消のためには、人為的な植生管理や砂の供給の検討、飛砂防止と海浜性生物に必要な攪乱との均衡についての知見が必要であろう。

防潮堤の陸側法面では海側とは異なり、建設以前の現場表土を用いた覆砂は行われなかった。徘徊性昆虫の種組成については、陸側法面の8ヶ所中3ヶ所はクラスターD、3ヶ所はクラスターEに分類された他、1ヶ所では徘徊性昆虫が採集されなかった (Figure 5-8)。クラスターD は内陸性昆虫の個体数が有意に多かった一方、海浜性昆虫の個体数は有意に少なかった (Figure 5-9 b, c)。クラスターE は海浜性昆虫の個体数の推定周辺平均値が最も小さかった (Figure 5-9 b)。このような種組成や個体数の差異から、クラスターA, B, C に分類された海側法面の基部や天端で海浜性昆虫が生息していたのは現場表土を用いたためであることが推察される。

今後の課題として、施工からの年数による影響のモニタリングが挙げられる。施工区間の比較では、平均個体数及び内陸性昆虫の個体数は2018年施工区、2019年施工区、2020年施工区の順で多くなっていた (Figure 5-6 a, 5-7 b)。また、2019年及び2020年施工区では基部と天端で異なるクラスターに分類される傾向があったのに対し、2018年施工区では基部と天

端が同じクラスターに分類される傾向にあった (Figure 5-8)。こうした差異は覆砂基盤の違いによるものであると考えられる一方、施工からの年数の違いによるものである可能性もある。施工から本研究の調査までは3-5年であり、今後の遷移が続く可能性が考えられるため、モニタリングの継続が重要であろう。

本研究の制約として、対照となる自然の砂浜や海岸砂丘との比較が挙げられる。陸側法面との比較から現場表土を用いることによる効果が推察されたものの、防潮堤建設により失われた環境の復元について検証することは難しい。本研究では堤外にある砂浜との比較を行い、防潮堤覆砂の基部や天端において近い種組成が見られた (Figure 5-8)。しかし、ここは防潮堤や消波ブロック、漁港に囲まれた幅や面積の小さい砂浜であり、一部の海浜性昆虫の生息が制限されている可能性も考えられる。砂浜の幅や面積は必ずしもそこに生息する生物の個体数や種数を単一で決定する訳ではないものの、人間活動により生息地が限定されることで昆虫を含む節足動物の種組成や一部の種の在否に影響する場合がある (Deidun and Schembri 2008; 河上・村上, 2014; Koyama and Ide 2020)。また、防潮堤建設以前のデータが無い場合、建設により失われた種がいる可能性を否定できない。これらの制約を完全に解決することは困難であるが、近隣の海岸や環境条件に近い自然地との比較により評価を改善することができるであろう。

本章の結論として、防潮堤建設以前の現場表土を用いた覆砂により、主に基部と天端において海浜に特徴的な徘徊性昆虫相が確認された。また、基部と天端では覆砂基盤間での種組成の違いが確認され、砂浜表土区では海浜性昆虫が中心に生息しており、林床表土区ではそれらと異なる環境を好むと考えられる海浜性昆虫が生息していた。一方で法面中央では主に内陸性昆虫が生息していたのに加え β 多様性が低く、海浜や基部及び天端と同等の生息環境でないことが推察された。

第 6 章 総合考察

6.1. 各章の総括

本論文では主に徘徊性昆虫に着目し、宮城県の砂浜海岸における災害復旧事業として行われた防潮堤建設や海岸林造成のための盛土地盤に対する生態系保全策の効果を検証した。

第 2 章では、汀線から防潮堤までの距離（海浜幅）の異なる調査地間を比較することで、防潮堤海側で海浜幅を確保することによる保全効果を検証した。その結果、防潮堤の無い調査地及び防潮堤建設により海浜幅の異なる調査地間では徘徊性昆虫の個体数、種数に有意差は認められなかった。また、防潮堤海側の堤体から離れた地点では調査地間で種組成の差異が見られなかったことから、これらの地点では防潮堤建設による影響は確認されなかったと結論づけた。一方で海浜幅の短い調査地の堤体付近や防潮堤陸側では、海側の堤体から離れた地点とは種組成が異なっており、自然撓乱の緩和による生息環境の変化が推察された。これに対して海浜幅の長い調査地では防潮堤海側と陸側での種組成の差異が小さくなっていた。これらのことから、海浜幅の確保により防潮堤海側の生息環境の増加、陸側との生息環境の差異の低減がもたらされることが示唆された。

防潮堤陸側では第 2 章で生息環境の変化が示唆されたのに加え、海岸林の生育基盤として盛土が行われていた。そこで第 3 章では、防潮堤陸側における盛土地盤の影響に着目した。防潮堤陸側において盛土及びクロマツ植林が行われた区域（盛土区）、盛土や植林を行わなかった区域（対照区）、防潮堤海側（海浜区）の間で徘徊性昆虫相と植生を比較し、防潮堤陸側での盛土造成回避による効果を検証した。その結果、対照区では盛土区に比べ海浜性昆虫個体数・植物被度が有意に多く、海浜区とは有意差が認められなかった。一方、防潮堤陸側では盛土の有無に関わらず、海浜区と比べて内陸性昆虫の個体数と内陸性植物の被度が有意に多くなっていた。さらに、内陸性植物の被度が多い場合は海浜性昆虫の個体数は少なくなっていた。したがって、海岸林造成のために行われた盛土上の環境は海浜性昆虫と

植物の生息に適さなかったことが明らかになった。それに対して、防潮堤陸側における盛土や植林を伴う海岸林造成の回避は、防潮堤建設から9年後の時点では海浜性昆虫・植物の生息に有効であったと言える。一方、防潮堤陸側では内陸性昆虫と植物が侵入しており、特に内陸性植物の増加は海浜性昆虫を減少させることが示唆された。

第4章では、海岸林生育基盤の盛土上に砂浜表土による覆砂を行った区域（覆砂区）と行わなかった区域（盛土区）における徘徊性昆虫相と植生の比較から、第3章で見られた盛土による影響が覆砂により軽減されるかを検証した。その結果、盛土区では海浜性昆虫が確認されなかったのに対して覆砂区では確認された。しかし、覆砂区での海浜性昆虫の個体数は計6個体、採集地点あたり平均0.75個体、最大3個体であった。また、第3章のデータと合わせて盛土区、対照区、覆砂区間を比較した結果、覆砂区では対照区と比べて海浜性昆虫の個体数と海浜性植物の被度が有意に少なく、盛土区とは有意差が認められなかった。したがって、盛土上への覆砂による海浜性昆虫と植物の生息環境の復元は、量的には確認されなかった。

第5章では、防潮堤の堤体上に現場表土（砂浜とクリ・コナラ林）を用いて行った覆砂による徘徊性昆虫相の生息地創出とそれらに影響する環境要因を検証した。その結果種組成は5つのクラスターに分けられ、覆砂基盤（用いた表土）と堤体上の位置による影響が見られた。堤体の天端と基部では覆砂基盤による差異が見られ、砂浜表土区と林床表土区で異なる海浜性昆虫が生息していた。一方で法面中央では覆砂基盤による種組成の明瞭な差は見られず、内陸性昆虫の個体数が多かったことから海浜や基部及び天端と同等の生息環境でないことが推察された。

6.2. 研究のもたらす意義

本論文では、東日本大震災後の復旧・復興事業において行われた様々な人為的改変に対する生態系保全策について、生物多様性の観点から徘徊性昆虫を中心として検証を行った。近年、気候変動に伴う海面上昇や極端事象の増加により、海岸部の都市や住民を守るための

施策が求められている。これまで、海岸防御にはコンクリート製の堤防や擁壁等の人工構造物（ハードインフラ・グレーインフラ）が用いられてきた一方、その生態的及び経済的な限界が指摘されてきた（Defeo *et al.* 2009; Hinkel *et al.* 2014; Morris *et al.* 2018）。このような状況から、海岸砂丘、塩湿地、マングローブ、サンゴ礁など、自然の海岸生態系が持つ抵抗力（レジスタンス）や回復力（レジリエンス）を海岸防御におけるグリーンインフラやハイブリッドインフラとして利用することが提唱されてきている（Jordan and Fröhle 2022; Morris *et al.* 2018; Sutton-Grier *et al.* 2015）。特に海岸砂丘は高潮や高波を物理的に防ぐことができ、一時的に侵食を受けた場合も自然撓乱の後は自律的に回復することができる（Bijker 1996; Doody 2013; Everard *et al.* 2010; Jordan and Fröhle 2022）。しかし、海岸生態系の形成・復元には時間がかかること、既に都市化された場所においては生態系の復元するスペースを確保するのが困難であること、既存のハードインフラと比べ知見が不足していることが課題として挙げられる（Sutton-Grier *et al.* 2015）。加えて、伝統的な信頼や前例の踏襲からハードインフラによる海岸防御が要望されるケースも想定できる。本節では海岸防御のためにハードインフラの導入やグリーンインフラとしての植林等を含む人為的改変が避けられない場合における、生物多様性に配慮した海岸保全の可能性と施工上の留意点について論ずる。

第 2 章の結果から、防潮堤海側の堤体から離れた地点は改変による影響が少ないと考えられる。これらの地点では防潮堤の無い調査地と平均個体数、平均種数の差が見られず、同様の種組成であったことから、海浜性昆虫にとっては概ね同等の生息環境であることが示された。防潮堤のセットバック等により海浜幅を確保することで、このような生息環境を量的に増やすことができると考えられる。また、約 200 m の海浜幅がある場所では防潮堤海側と陸側での種組成の差異が小さく、海浜幅の確保は防潮堤による自然撓乱の緩和の影響を低減するのに有効であると考えられる。仙台湾南部海岸環境対策検討委員会では現地における植物、昆虫、鳥類の重要種のデータに基づき、汀線から 70 m 以上の海浜幅が良好であるとする基準が示された（萱場ほか 2023）。本研究の結果は、この基準よりも長い海浜幅

を確保することで防潮堤の影響をより抑えることができることを示唆している。また Kurosawa (2021) は、東日本大震災後の復旧事業では行政の縦割りのために防潮堤が汀線付近に建設され、防御効率や安全性による決定ではないことを指摘している。高潮や津波に対する海岸防御の観点からは、海岸砂丘・湿地・海岸林といった海岸生態系の内陸部に人工構造物を配置する方が効果的であるとされている（飯村ほか 2017a, 2017b; Sutton-Grier *et al.* 2015）。したがって、海浜幅の確保は生態系保全と海岸防御を両立する上でも有効性の高い選択肢であると考えられる。

防潮堤陸側では海側との種組成の差異が見られたものの、第 3 章の結果は盛土や植林を伴う海岸林造成を行わなかった区域では海浜性昆虫の個体数が海側と同等であったことを示した。したがって、防潮堤陸側においても海浜性昆虫が生息可能な環境は成立し得ると考えられる。こうした知見は、防潮堤のような人工構造物の建設によって失われる生息地の代償や復元に応用できる可能性がある。また、海面上昇のシミュレーションによれば、仙台湾南部海岸では 2150 年までに防潮堤海側で植物が生息可能なだけの海浜幅が失われることが予測される（Xu *et al.* 2024）。加えて、人工構造物による海浜幅の減少は侵食に対する脆弱性を高める（Alejo *et al.* 2005; Almarshed *et al.* 2019; Berry *et al.* 2014）。こうした状況において、防潮堤内陸部の生息地は将来の海面上昇や侵食に対する海浜性生物の保全にも役立てられる可能性がある。ただし、防潮堤陸側では海側との種組成の差異（第 2 章）や多くの内陸性昆虫（第 3 章）が見られたことから、人為的改変を受けていない海浜や防潮堤海側と完全に同等の生息環境ではないと考えられる。加えて、第 3 章では内陸性植物の被度の増加が海浜性昆虫の個体数を減少させることが示された。したがって、防潮堤陸側での保全は海浜幅の確保が行えないような場合の補助的な選択肢とすべきであろう。また、人為的に内陸性植物を防除する等により海浜環境に近づけることができる可能性もある。

第 5 章の結果は、防潮堤建設以前の現場表土を用いて覆砂を行った堤体上において海浜性昆虫が生息していた一方、特に法面中央では内陸性昆虫が中心の生息環境となっていた

ことを示した。したがって、三島海岸における防潮堤覆砂は海浜性昆虫の生息という点で有効であったものの、改変を受けていない海浜と完全に同一の生息環境にはならなかったと考えられる。これに対して第2章では、井土の防潮堤覆砂上において防潮堤の無い蒲生と同様の種組成が見られた。三島海岸と井土では防潮堤覆砂に用いた砂や施工法、周囲の環境が異なっており、これらの差異が徘徊性昆虫の生息環境に影響したと推察される。本研究の結果から、防潮堤上への覆砂によって生物多様性に配慮した施工を行う場合には以下のような留意点が考えられる。第一に、覆砂に用いる砂への内陸性昆虫や植物の混入を防ぐことが挙げられる。三島海岸では覆砂のために防潮堤建設以前の現場表土を取り置いており、本研究の結果では特に法面中央と林床表土区で内陸性昆虫が多かったことが示された。この要因として、三島海岸では表土を取り置いていた期間中に内陸性昆虫が混入した可能性がある。一方、井土では近隣の名取川河口の浚渫砂が覆砂に用いられた。本研究の結果では、覆砂上において防潮堤周辺の砂地や防潮堤の無い蒲生の内陸部と同様の種組成であることが示された。また、既往研究では井土の防潮堤覆砂上の植生は海浜性植物が中心であった（岡2021）。これらのことから、浚渫砂を用いたことで内陸性昆虫や植物の混入が抑えられたことが推察される。第二に、周辺の人為的改変を可能な限り少なくすることが挙げられる。三島海岸は近隣に人工のクロマツ林や市街地、耕作地が存在しており、周辺から内陸性昆虫が拡散した可能性がある。一方で井土の砂浜上で行われていた人為的改変は防潮堤と砂利舗装の管理車道のみであり、仙台湾南部海岸の他地域や三島海岸と比べて改変が少なかった。これにより海浜性昆虫の拡散が妨げられず、防潮堤の覆砂上に定着することができた可能性がある。第三に、植生が過密な環境となることを避けることが挙げられる。三島海岸では覆砂に加えて植生基盤マットの埋設とジュートネットによる被覆が行われた。多くの内陸性昆虫が見られた法面中央ではマットからの栄養供給により植生が生長しやすい環境にあったと考えられ、これにより上述のように表土中へ混入した内陸性植物が繁茂し、徘徊性昆虫の生息環境に影響した可能性がある。また、ネットによる被覆が攪乱を緩和し、内陸性昆

虫や植物の定着に繋がった可能性も考えられる。これに対し、覆砂のみを行った井土では海浜性植物が中心であり、平均被度は約 12%程度であった（岡 2021）。植生基盤マットやジュートネットは飛砂害防止のために施工されたものである点に留意が必要であるが、いずれも片方のみの施工とする等、植生被度とのバランスを考慮した調整が重要となるだろう。

クロマツ海岸林はグリーンインフラとして認識されているにも関わらず、第3章の結果はその造成のために行われた盛土が防潮堤海側や陸側で盛土を行っていない区域とは異なる生息環境であることを示した。さらに第4章の結果からは、海浜砂を用いた覆砂によりその影響を軽減する効果は確認されなかった。一般に植林は環境保全やグリーンインフラ、NbS の手段としてしばしば用いられることがある一方、必ずしも生態系機能や生物多様性にポジティブな効果をもたらすとは限らない。例えば Tölgyesi *et al.* (2022) は草原への植林が炭素貯蔵機能を低下させることを指摘し、“tree planting” から “restore native vegetation” への意識転換が必要であると主張している。第3章の結果は、盛土造成を伴う海岸林のような大規模改変を伴うグリーンインフラが在来の生態系に与える影響について検討する必要があることを示唆している。人為的な海岸林の造成を行う場合、盛土をせずに植林を行う、盛土に鈹質土壌ではなく海浜砂や近隣河川の浚渫土砂を用いる、といった手法が海浜の生態系保全との両立に有効である可能性が予想される。

6.3. 本研究の制約、今後の課題・展望

本論文は東日本大震災からの復旧事業における防潮堤建設や海岸林造成のための盛土地盤による生態系への影響、及びそれらに対する生態系保全事業の効果について、徘徊性昆虫群集という生態系の一側面からの検証・考察を行ったものである。群集全体の傾向に着目して分析を行ったが、特定の種や、他の生物群にも着目することで新たな知見を得られるであろう。また、本論文は様々な改変や保全策を経た上での現状を検証したものであり、どのようなメカニズムで今回明らかにしたような生息環境が成立しているのかについては明らかになっていない。さらに、復旧事業地は津波、改変、保全策を経た非常に独自性の高い状

況にあるため、各章で述べたように継続的なモニタリングが重要となるであろう。

海岸クロマツ林の生育基盤として行った盛土は、海岸部の砂ではなく内陸の丘陵部で採取された鈹質土壌を用いたものであった（Kurosawa 2021）。第 4 章の結果は、その上に海岸林造成以前の砂を用いて覆砂を行っても徘徊性昆虫群集の定量的な差はないことを示した。盛土上では、締固めによる透水性不良が示されており、このことが生息環境に影響したと推察されている（曲渕ら 2020; 小野ら 2016）。覆砂だけでなく、盛土そのものに海浜砂や浚渫砂を用いることで透水性が改善され、海浜性生物の生息環境が形成される可能性も推察される。第 5 章の結果から現場表土を用いることによる海浜性昆虫の生息環境の形成が示唆されたことも鑑みると、内陸部から海岸部に土壌を持ち込んだことが大きな影響を及ぼしたと考えられる。盛土上への覆砂を行った区域、防潮堤への覆砂を行った区域、防潮堤陸側で盛土を行っていない区域、自然の砂浜の間で土壌条件を比較することで、海浜に近い生息環境の形成に必要な土壌条件を明らかにできるであろう。

第 3 章及び第 4 章における対照区では植林や盛土は行われなかったものの、いずれも周囲を海岸林に囲まれた場所にあった。防潮堤による影響だけでなく、海岸林による減風等の攪乱の低減や、盛土からの拡散も内陸性昆虫や植物の生息に繋がった可能性は否定できない。防潮堤陸側であっても、より開けた環境や大きな面積の砂地であればより海浜に近い生息環境が形成される可能性も推察される。

6.4. 結論

本研究では宮城県の海岸部で行われた災害復旧事業に対する生態系保全策の効果を主に徘徊性昆虫に着目して包括的に検証し、生物多様性に配慮した海岸保全の可能性について検討することを目的とした。防潮堤海側の堤体から離れた地点では防潮堤建設による影響が見られなかった。したがって、セットバック等により海浜幅を確保することが海浜性昆虫の保全に有効であると考えられる。加えて、海浜幅の確保は防潮堤陸側と海側との種組成の差異の低減にも有効であると考えられる。防潮堤陸側では、盛土地盤造成の回避により海浜

性昆虫の生息が確認された。一方で盛土の有無に関わらず、防潮堤海側と比べて内陸性昆虫の個体数が多くなっていた。したがって、改変を受けていない海浜環境と完全に同一の環境ではない点に留意すべきであるが、海浜幅の確保が行えないような場合の次善策としてはある程度の効果が期待できる。防潮堤建設以前の現場表土を用いた堤体法面への覆砂上では、主に基部と天端において海浜性昆虫の生息が確認された。一方で法面中央と林床表土区において多くの内陸性昆虫が見られた。防潮堤堤体法面への覆砂を行う際には、施工時における内陸性種の混入や周囲の人為的改変を抑える、覆砂上で適切な植生への誘導を図るといった点に留意することでより海浜に近い環境を形成できる可能性がある。

謝辞

本研究の計画, 遂行, 論文執筆にあたり, 直接ご指導を賜りました北海道大学大学院農学研究院花卉・緑地計画学研究室の松島肇講師に心より感謝申し上げます。また, 同研究室にてご指導並びにご助言をいただき, 主査を引き受けていただきました愛甲哲也教授に感謝申し上げます。御多忙のところ副査を引き受けていただきご助言をいただきました, 北海道大学大学院農学研究院生態系管理学研究室の森本淳子教授に感謝申し上げます。

本研究の遂行にあたり調査の協力や多くのご助言をいただきました, 北海道大学大学院地球環境科学研究院の根岸淳二郎教授, 北海道大学総合博物館の大原昌宏教授, 東北学院大学地域総合学部の平吹喜彦教授, 福島大学共生システム理工学類の黒沢高秀教授, 広島工業大学環境学部の岡浩平准教授に感謝申し上げます。

調査地にてお世話になりました, 北の里浜 花のかけはしネットワーク代表の鈴木玲氏, 大谷里海づくり検討委員会の皆様, 名取ハマボウフウの会の皆様, 名取トレイルセンターの皆様, 仙台市立岡田小学校の皆様, 気仙沼市立大谷小学校の皆様, 名取市立閑上小中学校の皆様に感謝申し上げます。

本研究にご助言, ご協力をいただきました, 北海道大学農学部花卉・緑地計画学研究室の皆さんに感謝申し上げます。

本研究は, JST 次世代研究者挑戦的研究プログラム JPMJSP2119, JSPS 科研費 JP19H02982, JP23H00528 並びに環境省環境研究総合推進費 JPMEERF20184005 の支援を受けたものです。

引用文献

- Acosta, A., Blasi, C., and Stanisci, A. 2000. Spatial connectivity and boundary patterns in coastal dune vegetation in the Circeo National Park, Central Italy. *Journal of Vegetation Science* 11: 149–154.
<https://doi.org/10.2307/3236787>
- Acosta, A., Carranza, M.L., and Izzi, C.F. 2005. Combining land cover mapping of coastal dunes with vegetation analysis. *Applied Vegetation Science* 8, 133–138.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2005.tb00638.x>
- Acosta, A., Carranza, M.L., and Izzi, C.F. 2009. Are there habitats that contribute best to plant species diversity in coastal dunes? *Biodiversity and Conservation* 18, 1087–1098.
<https://doi.org/10.1007/s10531-008-9454-9>.
- Alejo, I., Costas, S., and Vila-Concejo, A. 2005. Littoral evolution as a response to human action: The case of two sedimentary systems in a Galician Ría. *Journal of Coastal Research*, Special issue 49, 64–69.
<http://www.jstor.org/stable/25737406>
- Almarshed, B., Figlus, J., Miller, J., Verhagen, H.J., 2019. Innovative Coastal Risk Reduction through Hybrid Design: Combining Sand Cover and Structural Defenses. *Journal of Coastal Research* 36, 174.
<https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-18-00078.1>.
- Arbizu, M.P. 2017. pairwiseAdonis: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis. *R package version 0.4.1*.
- 浅野 真・川島 逸郎・小野 広樹. 2012. 三浦半島の海浜における昆虫類の記録, 第 1 報. 神奈川自然誌資料 2012 (33) , 65-74
https://doi.org/10.32225/nkpmnh.2012.33_65.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., and Silliman, B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81: 169–193.
<https://doi.org/10.1890/10-1510.1>.
- Berendse, F., Van Ruijven, J., Jongejans, E., and Keesstra, S., 2015. Loss of Plant Species Diversity

- Reduces Soil Erosion Resistance. *Ecosystems* 18, 881–888.
<https://doi.org/10.1007/s10021-015-9869-6>.
- Berry, A.J., Fahey, S., and Meyers, N. 2014. Boulderdash and beachwalls – The erosion of sandy beach ecosystem resilience. *Ocean & Coastal Management* 96, 104–111.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.05.006>.
- Bezemer, T.M., Harvey, J.A., and Cronin, J.T. 2014. Response of Native Insect Communities to Invasive Plants. *Annual Review of Entomology* 59: 119–141.
<https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011613-162104>.
- Bijker, EW. 1996. History and heritage in coastal engineering in the netherlands. In: *History and Heritage of Coastal Engineering*. Kraus NC (ed) American Society of Civil Engineers, Reston, pp 390–412.
- Bird, T.L.F., Dorman, M., Ramot, A., Bouskila, A., Bar (Kutiel), P., and Groner, E. 2017. Shrub Encroachment Effects on Habitat Heterogeneity and Beetle Diversity in a Mediterranean Coastal Dune System. *Land Degradation & Development* 28: 2553–2562.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2807>.
- Bishop, M.J., Mayer-Pinto, M., Airoidi, L., Firth, L.B., Morris, R.L., Loke, L.H.L., Hawkins, S.J., Naylor, L.A., Coleman, R.A., Chee, S.Y., and Dafforn, K.A. 2017. Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 492, 7–30.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.021>.
- Brooks, M., Kristensen, K., Benthem, K., Van., Magnusson, A., Berg, C., Nielsen, A., Skaug, H., Mächler, M., and Bolker, B. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9, 378.
<https://doi.org/10.32614/rj-2017-066>.
- Brunbjerg, A.K., Jørgensen, G.B., Nielsen, K.M., Pedersen, M.L., Svenning, J.C., and Ejrnæs, R. 2015. Disturbance in dry coastal dunes in Denmark promotes diversity of plants and arthropods. *Biological Conservation* Volume 182, 243–253.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.013>.

- Buckner, E.V., Hernández, D.L., and Samhour, J.F. 2017. Conserving connectivity: Human influence on subsidy transfer and relevant restoration efforts. *Ambio* 47, 493–503.
<https://doi.org/10.1007/s13280-017-0989-4>
- Carboni M., Carranza M.L., and Acosta A. 2009. Assessing conservation status on coastal dunes: A multiscale approach. *Landscape and Urban Planning*, Volume 91, Issue 1, 17-25.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.004>
- Caliński, T., and Harabasz, J. 1974. A dendrite method for cluster analysis. *Communications in Statistics* 3, 1–27.
<https://doi.org/10.1080/03610927408827101>.
- Ciccarelli, D., and Bacaro, G. 2016. Quantifying plant species diversity in coastal dunes: a piece of help from spatially constrained rarefaction. *Folia Geobot* 51, 129–141.
<https://doi.org/10.1007/s12224-016-9249-9>
- Colombini, I., Brilli, M., and Fallaci, M. 2011. Food webs of a sandy beach macroinvertebrate community using stable isotopes analysis. *Acta Oecologica* 37, 422-432.
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.05.010>
- Colombini, I., Fallaci, M., Milanesi, F., Scapini, F., and Chelazzi, L. 2003. Comparative diversity analysis in sandy littoral ecosystems of the western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 93–104.
[https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(03\) 00035-0](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(03) 00035-0).
- Comor, V., Orgeas, J., Ponel, P., Rolando, C., and Delettre, Y.R. 2008. Impact of anthropogenic disturbances on beetle communities of French Mediterranean coastal dunes. *Biodiversity and Conservation* 17: 1837–1852.
<https://doi.org/10.1007/s10531-007-9290-3>.
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D.S., Schlacher, T.A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., and Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81 (1), 1–12.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.022>
- Deidun, A., and Schembri, P.J. 2008. Long or short? Investigating the effect of beach length and other

- environmental parameters on macrofaunal assemblages of Maltese pocket beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79, 17–23.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.03.001>.
- Doody, J.P. 2013. Sand Dune Conservation, Management and Restoration. *Coastal Research Library*, vol 4. Springer, Dordrecht.
<https://doi.org/10.1007/978-94-007-4731-9>
- Du, J., and Hesp, P.A. 2020. Salt Spray Distribution and Its Impact on Vegetation Zonation on Coastal Dunes: a Review. *Estuaries and Coasts* 43, 1885–1907.
<https://doi.org/10.1007/s12237-020-00820-2>.
- Dufrêne, M. and Legendre, P. 1997. SPECIES ASSEMBLAGES AND INDICATOR SPECIES: THE NEED FOR A FLEXIBLE ASYMMETRICAL APPROACH. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
[https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2).
- Dugan, J.E., Hubbard, D.M., McCrary, M.D., and Pierson, M.O. 2003. The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of Southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58, 25-40.
[https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(03\)00045-3](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(03)00045-3)
- Earthquake Hazards Program. 2019. 20 Largest Earthquakes in the World. *United States Geological Survey*. Accessed March 4, 2024.
<https://www.usgs.gov/programs/earthquake-hazards/science/20-largest-earthquakes-world>.
- Elliott, B.B., Shapcott, A., Henderson, C.J., Olds, A.D., and Gilby, B.L., 2024. Identifying insect and arachnid indicator taxa for impacts and management in coastal landscapes. *Journal of Insect Conservation* 28, 633–649.
<https://doi.org/10.1007/s10841-024-00580-5>.
- Everard, M, Jones, L, and Watts, B. 2010. Have we neglected the societal importance of sand dunes? an ecosystem services perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20 (4), 476–487.
<https://doi.org/10.1002/aqc.1114>
- Fattorini, S. 2023. Adaptations of tenebrionid beetles to Mediterranean sand dune environments and

- the impact of climate change (Coleoptera: Tenebrionidae). *Fragmenta entomologica* 55 (1): 1–20
<https://doi.org/10.13133/2284-4880/1496>.
- Fenu, G., Carboni, M., Acosta, A.T.R., and Bacchetta, G. 2013. Environmental Factors Influencing Coastal Vegetation Pattern: New Insights from the Mediterranean Basin. *Folia Geobotanica* 48, 493–508.
<https://doi.org/10.1007/s12224-012-9141-1>
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. and Manning, A.D. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4, 80-86.
[https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0080:BEFART\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0080:BEFART]2.0.CO;2)
- Forey, E., Chapelet, B., Vitasse, Y., Tilquin, M., Touzard, B., and Michalet, R. 2008. The relative importance of disturbance and environmental stress at local and regional scales in French coastal sand dunes. *Journal of Vegetation Science* 19, 493–502.
<https://doi.org/10.3170/2008-8-18392>.
- Forman, R.T.T., 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10, 133–142.
<https://doi.org/10.1007/bf00133027>.
- Foster, D.R., Knight, D.H., and Franklin, J.F. 1998. Landscape Patterns and Legacies Resulting from Large, Infrequent Forest Disturbances. *Ecosystems* 1: 497–510.
<https://doi.org/10.1007/s100219900046>.
- Frederiksen, L., Kollmann, J., Vestergaard, P., and Bruun, H. 2006. A multivariate approach to plant community distribution in the coastal dune zonation of NW Denmark. *Phytocoenologia* 36, 321–342.
<https://doi.org/10.1127/0340-269X/2006/0036-0321>
- Furuta N., and Seino S. 2016. Progress and gaps in Eco-DRR policy and implementation after the Great East Japan Earthquake. In *Ecosystem-Based Disaster Risk Reduction and Adaptation in Practice*, edited by Fabrice G. Renaud, Karen Sudmeier-Rieux, Marisol Estrella and Udo Nehren, 295–313. Cham, Switzerland: Springer International Publishing.

Hanley, M.E., Hoggart, S., Simmonds, D.J., Bichot, A., Colangelo, M.A., Bozzeda, F., Heurtefeux, H., Ondiviela, B., Ostrowski, R., Recio, M., Trude, R., Zawadzka-Kahlau, E., and Thompson, R.C. 2014. Shifting sands? coastal protection by sand banks, beaches and dunes. *Coastal Engineering* 87 (S1), 136–146.
<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.10.020>

林 成多. 2015. 島根県の海岸に生息する昆虫. ホシザキグリーン財団研究報告特別号 14, 1–120.

Hesp, P.A. 1991. Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes. *Journal of Arid Environments*, 21 (2): 165–191.
[https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(18\)30681-5](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(18)30681-5).

Hinkel, J., Lincke, D., Vafeidis, A.T., Perrette, M., Nicholls, R.J., Tol, R.S.J., Marzeion, B., Fettweis, X., Ionescu, C., and Levermann, A. 2014. Coastal flood damage and adaptation costs under 21st century sea-level rise. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111, 3292–3297.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1222469111>.

一ノ瀬 友博. 2021. 東日本大震災からの復興において生態系減災は実装できたのか. 農村計画学会誌 39, 362-365.
<https://doi.org/10.2750/arp.39.362>.

五十嵐 由里. 2019. 南蒲生砂浜海岸エコトーンモニタリングサイトその後. インセクトマップオブ宮城 51, 1-24.

飯村耕介・野崎樹・高橋勇貴・池田裕一. 2017 a. 津波の流況と海岸林の抵抗力に防潮堤と海岸林の位置関係が与える影響に関する実験的研究. 土木学会論文集 B3 (海洋開発), 73, I_480-I_485.
https://doi.org/10.2208/jscejoe.73.I_480.

飯村耕介・高橋勇貴・野崎樹・池田裕一. 2017 b. 防潮堤と海岸林の位置関係が段波津波の流況と海岸林に作用する流体力に与える影響. 土木学会論文集 B2(海岸工学), 73, I_385-I_390.
https://doi.org/10.2208/kaigan.73.I_385.

Ince, R., Hyndes, G.A., Lavery, P.S., and Vanderklift, M.A. 2007. Marine macrophytes directly

enhance abundances of sandy beach fauna through provision of food and habitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74, 77-86.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.03.029>

IPCC, 2023: Sections. In: *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115.

<https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>

Jackman, S. 2020. pscl: Classes and Methods for R Developed in the Political Science Computational Laboratory. R package version 1.5.5.1. *Github*.

<https://github.com/atahk/pscl/>.

Jaramillo, E., Dugan, J., Hubbard, D., Manzano, M., & Duarte, C. 2021. Ranking the ecological effects of coastal armoring on mobile macroinvertebrates across intertidal zones on sandy beaches. *Science of The Total Environment*, 755, 142573.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142573>.

Jordan, P., and Fröhle, P. 2022. Bridging the gap between coastal engineering and nature conservation? *Journal of Coastal Conservation* 26.

<https://doi.org/10.1007/s11852-021-00848-x>.

神室 理穂・平吹 喜彦・五十嵐 由里. 2020. 東日本大震災と復興事業の影響下にある砂浜海岸エコトーンにおけるゴミムシ類の種多様性. *インセクトマップオブ宮城* 52, 1-17.

菅野 洋・平吹 喜彦・杉山 多喜子・富田 瑞樹・原 慶太郎. 2014. 巨大津波直後の海岸林に生じた多様な立地の植生の変化: 3年間の記録. *保全生態学研究* 19, 201-220.

https://doi.org/10.18960/hozen.19.2_201

河上 康子・村上 健太郎. 2014. 海岸性甲虫類の種構成と海浜の面積および孤立度との関係. *昆虫（ニューシリーズ）* 17, 59-66.

https://doi.org/10.20848/kontyu.17.2_59.

塩場 祐一・八木 恵里・土井康義. 2023. 東日本大震災後の仙台湾南部海岸堤防復旧における環境保全対策. *応用生態工学* 25, 161-177.

<https://doi.org/10.3825/ece.22-00016>.

菊池 慶子. 2017. 仙台湾岸における防災林の植林史 — 宮城県名取市海岸部を中心に—. 東北学院大学論集. 歴史と文化 (55), 9-41.

<https://tohoku-gakuin.repo.nii.ac.jp/records/23973>.

菊池 慶子・石澤 夏巳・木暮 遥奈. 2024. 仙台市宮城野区新浜地区の歴史復元—暮らしの諸相と海岸林—. 東北学院大学論集. 歴史と文化 (69, 70), 87-190.

<https://tohoku-gakuin.repo.nii.ac.jp/records/2000144>.

King, J.R., and Tschinkel, W.R. 2016. Experimental evidence that dispersal drives ant community assembly in human-altered ecosystems. *Ecology* 97, 236–249.

<https://doi.org/10.1890/15-1105.1>

国土地理院. 2011. 津波による浸水範囲の面積（概略値）について（第5報） 国土地理院. 2024/11/25 確認.

<https://www.gsi.go.jp/common/000059939.pdf>.

Koshimura, S., and Shuto, N. 2015. Response to the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami disaster. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 373, 20140373.

<https://doi.org/10.1098/rsta.2014.0373>

Koyama, A., and Ide, T. 2020. Coastal habitats across sea-to-inland gradient sustain endangered coastal plants and Hymenoptera in coastal dune ecosystems of Japan. *Biodiversity and Conservation* 29, 4073–4090.

<https://doi.org/10.1007/s10531-020-02065-8>.

Kurosawa, T. 2016. Plant diversity and considerations for conservation of it in infrastructure reconstruction planning after the Great East Japan Earthquake and Tsunami of 2011. In *Ecological Impacts of Tsunamis on Coastal Ecosystems: Lessons from the Great East Japan Earthquake*, edited by Jotaro Urabe and Tohru Nakashizuka, 311–335. Tokyo, Japan: Springer.

Kurosawa, T. 2021. Facility against tsunamis and green infrastructure—a case study of post-disaster reconstruction after the Great East Japan Earthquake. *Coastal Engineering Journal* 63, 200–215.

<https://doi.org/10.1080/21664250.2021.1877916>.

黒沢 高秀・岡 浩平・松島 肇・平吹 喜彦. 2023. 宮城県内の東日本大震災津波被災地で行われた海岸防災施設の復旧事業における生物多様性保全に関する事業や取り組み. 応用生態工学 25, 141-159.

<https://doi.org/10.3825/ece.22-0001>

Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., and Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 564–571.

<https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>.

Laporte-Fauret, Q., Alonso Ayuso, A.T., Rodolfo-Damiano, T., Marieu, V., Castelle, B., Bujan, S., Rosebery, D., and Michalet, R. 2021. The role of physical disturbance for litter decomposition and nutrient cycling in coastal sand dunes. *Ecological Engineering* 162, 106181.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106181>

Lenth, R. 2023. *_emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means_*. R package version 1.9.0. CRAN.

<https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>.

Lithgow, D., Martínez, M.L., Gallego-Fernández, J.B., Hesp, P.A., Flores, P., Gachuz, S., Rodríguez-Revelo, N., Jiménez-Orocio, O., Mendoza-González, G., and Álvarez-Molina, L.L. 2013. Linking restoration ecology with coastal dune restoration. *Geomorphology* 199, 214–224.

<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.05.007>.

曲渕 詩織・山ノ内 崇志・黒沢 高秀. 2020. 東日本大震災後に造成された海岸防災林生育基盤盛土上に出現した植物相および植生. 保全生態学研究 25, 249–263.

<https://doi.org/10.18960/hozen.2009>.

MacArthur, R.H., and Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press: Princeton.

Malavasi, M., Bartak, V., Carranza, M.L., Simova, P., and Acosta, A.T.R. 2018. Landscape pattern and plant biodiversity in Mediterranean coastal dune ecosystems: Do habitat loss and fragmentation really matter? *Journal of Biogeography* 45, 1367–1377.

<https://doi.org/10.1111/jbi.13215>.

- Matsushima, H., and Zhong, X. 2022. Challenging a Hybrid Between Green and Gray Infrastructure: Coastal Sand-Covered Embankments, in: Ecological Research Monographs. *Ecological Research Monographs*, 323–334.
https://doi.org/10.1007/978-981-16-6791-6_20.
- Maun, M.A. 1998. Adaptations of plants to burial in coastal sand dunes. *Canadian Journal of Botany* 76, 713–738.
<https://doi.org/10.1139/b98-058>.
- McLachlan, A. 1991. Ecology of coastal dune fauna. *Journal of Arid Environments* 21, 229–243.
[https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(18\)30684-0](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(18)30684-0).
- McLachlan, A., and Brown, A.C. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. USA: Elsevier.
- Mellbrand, K., Lavery, P.S., Hyndes, G., and Hambäck, P.A. 2011. Linking Land and Sea: Different Pathways for Marine Subsidies. *Ecosystems* 14, 732–744
<https://doi.org/10.1007/s10021-011-9442-x>.
- 三浦 友幸, 2015. 気仙沼市「防潮堤を勉強する会」の経験から. 日本リスク研究学会誌 25, 3–8.
<https://doi.org/10.11447/sraj.25.3>.
- Morris, R.L., Konlechner, T.M., Ghisalberti, M., and Swearer, S.E., 2018. From grey to green: Efficacy of eco-engineering solutions for nature-based coastal defence. *Global Change Biology* 24, 1827–1842.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14063>.
- Mollie, E.B., Kasper, K., Koen, J.B., Arni M., Casper W.B., Anders N., Hans J.S., Martin M., and Benjamin M.B. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9, 378–400.
<https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>.
- 中村 克典. 2017. 海岸林講座第 4 回: 海岸林におけるマツ材線虫病対策. 樹木医学研究 21, 37–43.
https://doi.org/10.18938/treeforesthealth.21.1_37.

中西 弘樹. 2020. 日本の海岸植物図鑑. 大阪: トンボ出版.

Natuhara, Y. 2018. Green infrastructure: innovative use of indigenous ecosystems and knowledge. *Landscape and Ecological Engineering* 14, 187–192.
<https://doi.org/10.1007/s11355-018-0357-y>.

Neumann, B., Vafeidis, A.T., Zimmermann, J., and Nicholls, R.J. 2015. Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding - A Global Assessment. *PLOS ONE* 10, e0118571.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118571>

西廣 淳・原 慶太郎・平吹 喜彦. 2014. 大規模災害からの復興事業と生物多様性保全：仙台湾南部海岸域の教訓. 保全生態学研究 19, 221–226.
https://doi.org/10.18960/hozen.19.2_221.

沼尾 和弥・青沼 一岳・門脇 駿. 2024. 蒲生干潟周辺の塩分濃度（2023）. 仙台市科学館研究報告 33, 59–67.
https://doi.org/10.24650/scsm.33.0_59.

岡 浩平. 2021. 自律的な植生再生を活かした砂浜海岸エコトーン防災・減災. 自然と歴史を活かした震災復興 持続可能性とレジリエンスを高める景観再生（原 慶太郎, 菊池 慶子, 平吹 喜彦 編）, 61–80. 東京: 東京大学出版会.

岡 浩平・平吹 喜彦. 2014. 2011 年大津波を受けた仙台湾南蒲生の海浜植物の再生状況. 保全生態学研究 19, 189-199.
https://doi.org/10.18960/hozen.19.2_189.

岡 浩平・平吹 喜彦. 2017. 仙台湾沿岸における盛土回避による海浜植物の保全効果. 景観生態学 22, 1-9.
<https://doi.org/10.5738/jale.22.1>.

岡村 怜美・森 千夏・田中 賢治・熊田 啓之. 2017. 海岸砂地における「はまみどりマット」敷設による植物の生育環境の改善効果. 日本緑化工学会誌 43, 320–323.
<https://doi.org/10.7211/jjsrt.43.320>.

Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., and Weedon, J. 2022. *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-4.*

<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

小野賢二・今矢明宏・高梨清美・坂本知己. 2016. 海岸防災林復旧・再生事業における生育基盤盛土の現状 一事業着手初期の未耕起盛土の物理性および盛土への各種耕起工が土壌硬度鉛直分布に及ぼす効果の評価一. 森林総合研究所研究報告, 15, 65-78.

https://doi.org/10.20756/ffpri.15.3_65.

遠座 なつみ・石田 糸絵・富田 瑞樹・原 慶太郎・平吹 喜彦・西廣 淳. 2014. 津波を受けた海岸林における環境不均質性と植物の種多様性. 保全生態学研究 19, 177-188.

https://doi.org/10.18960/hozen.19.2_177.

Pearce, J.L., and Venier, L.A. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators* 6, 780-793.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.005>.

Peña-Alonso, C., García-Romero, L., Hernández-Cordero, A.I., and Hernández-Calvento, L. 2019. Beach vegetation as an indicator of human impacts in arid environments: Environmental conditions and landscape perception in the Canary Islands. *Journal of Environmental Management* 240, 311-320.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.096>.

Polis, G.A., and Hurd, S.D. 1995. Extraordinarily high spider densities on islands: flow of energy from the marine to terrestrial food webs and the absence of predation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 92, 4382-4386.

<https://doi.org/10.1073/pnas.92.10.4382>.

Polis, G.A., and Hurd, S.D. 1996. Linking marine and terrestrial food webs: allochthonous input from the ocean supports high secondary productivity on small islands and coastal land communities. *American Naturalist* 147, 396-423

<https://doi.org/10.1086/285858>.

Rainio, J., and Niemelä, J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12, 487–506.

<https://doi.org/10.1023/a:1022412617568>.

R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*.

<https://www.R-project.org/>.

林野庁東北森林管理局宮城北部森林管理署. 2021. 海岸防災林・防潮堤の復旧. 44pp

Rosenzweig, M.L., Abramsky, Z., and Brand, S. 1984. Estimating Species Interactions in Heterogeneous Environments. *Oikos* 43, 329-340.

<https://doi.org/10.2307/3544150>.

佐藤 高広・土井 康義・鈴木 雅人・樋村 正雄・沖津 二郎・三宅 孝明・塩澤 直人・川崎 敦・竹門 玄地・町田 禎之・萱場 祐一. 2023. 仙台海岸深沼地区における東日本大震災後の環境モニタリングの取組. *応用生態工学* 25, 189-206.

<https://doi.org/10.3825/ece.22-00017>.

Scheres, B., and Schüttrumpf, H. 2020. Investigating the Erosion Resistance of Different Vegetated Surfaces for Ecological Enhancement of Sea Dikes. *Journal of Marine Science and Engineering* 8, 519.

<https://doi.org/10.3390/jmse8070519>.

Schirmel, J., and Buchholz, S. 2011. Response of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) to coastal heathland succession. *Biodiversity and Conservation* 20, 1469–1482.

<https://doi.org/10.1007/s10531-011-0038-8>.

仙台海川国道事務所. n.d. 仙台湾南部海岸堤防復旧事業 工事誌. 仙台海川国道事務所, 国土交通省. 2024/11/25 確認.

https://www.thr.mlit.go.jp/sendai/kasen_kaigan/fukkou/kouzishi.html.

Simpson, E. 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163, 688.

<https://doi.org/10.1038/163688a0>.

- Sugawara, D., Imamura, F., Goto, K., Matsumoto, H., and Minoura, K. 2013. The 2011 Tohoku-oki Earthquake Tsunami: Similarities and Differences to the 869 Jogan Tsunami on the Sendai Plain. *Pure and Applied Geophysics* 170, 831–843.
<https://doi.org/10.1007/s00024-012-0460-1>.
- Sutton-Grier, A.E., Wowk, K., and Bamford, H. 2015. Future of our coasts: The potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems. *Environmental Science & Policy* 51, 137–148.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.006>.
- Takeuchi, K., N. Nakayama, H. Teshima, K. Takemoto, and N. Turner. 2016. Ecosystem-Based Approaches toward a Resilient Society in Harmony with Nature. In *EcosystemBased Disaster Risk Reduction and Adaptation in Practice*, edited by F. G. Renaud, K. Sudmeier-Rieux, M. Estrella, and U. Nehren, 315–333. Switzerland: Springer International
https://doi.org/10.1007/978-3-319-43633-3_14.
- Tölgyesi, C., Buisson, E., Helm, A., Temperton, V. M., and Török, P. 2022. Urgent need for updating the slogan of global climate actions from “tree planting” to “restore native vegetation.” *Restoration Ecology*, 30, e13594.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13594>.
- Tordoni, E., Bacaro, G., Weigelt, P., Cameletti, M., Janssen, J.A.M., Acosta, A.T.R., Bagella, S., Filigheddu, R., Bergmeier, E., Buckley, H.L., Ciccarelli, D., Forey, E., Hennekens, S.M., Lubke, R.A., Mahdavi, P., Peet, R.K., Peinado, M., Sciandrello, S., and Kreft, H. 2021. Disentangling native and alien plant diversity in coastal sand dune ecosystems worldwide. *Journal of Vegetation Science* 32.
<https://doi.org/10.1111/jvs.12961>.
- 東北大学災害科学国際研究所. 2020. 津波痕跡データベース. 2024/10/30 確認.
<https://tsunami-db.irides.tohoku.ac.jp>.
- Turner, M.G., Baker, W.L., Peterson, C.J., and Peet, R.K. 1998. Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. *Ecosystems* 1, 511–523.
<https://doi.org/10.1007/s100219900047>.

- Udo, K., and Takeda, Y. 2017. Projections of Future Beach Loss in Japan Due to Sea-Level Rise and Uncertainties in Projected Beach Loss. *Coastal Engineering Journal* 59, 1740006-1-17400. <https://doi.org/10.1142/s057856341740006x>
- Urabe J, Suzuki T, Nishita T, and Makino W. 2013. Immediate Ecological Impacts of the 2011 Tohoku Earthquake Tsunami on Intertidal Flat Communities. *PLOS ONE* 8:e62779. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062779>
- Van Den Hoven, K., Grashof-Bokdam, C.J., Slim, P.A., Wentholt, L., Peeters, P., Depreiter, D., Koelewijn, A.R., Stoorvogel, M.M., Van Den Berg, M., Kroeze, C., and Van Loon-Steensma, J.M., 2024. Greening the dike revetment with historic sod transplantation technique in a living lab. *Journal of Flood Risk Management* 17. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12968>.
- Vecchio, S.D., Pizzo, L., and Buffa, G. 2015. The response of plant community diversity to alien invasion: evidence from a sand dune time series. *Biodiversity and Conservation* 24, 371–392. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0814-3>
- Wilson B., Sykes M.T. 1999. Is zonation on coastal sand dunes determined primarily by sand burial or by salt spray? A test in New Zealand dunes. *Ecology Letters* 2, 233–236. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1999.00084.x>
- Wünsch, Y., Schirmel, J., and Fartmann, T. 2012. Conservation management of coastal dunes for Orthoptera has to consider oviposition and nymphal preferences. *Journal of Insect Conservation* 16, 501–510. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9436-1>.
- Xu, M., Matsushima, H., Zhong, X., Hirabuki, Y., Oka, K., Okoshi, H., and Ueno, H. 2024. Prediction of the impact of sea level rise in coastal areas where the tide embankments have been constructed. *Landscape and Urban Planning*, 252. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2024.105193>.
- 山ノ内 崇志・曲渕 詩織・川越 清樹・平吹 喜彦・黒沢 高秀. 2021. 東北地方太平洋沖地震の津波後に自然に再生したクロマツ低木疎林と生育基盤盛土上に植林された海岸防災林の植生およびその表層土壌環境. *植生学会誌* 38, 191-208. <https://doi.org/10.15031/vegsci.38.191>

吉崎 真司. 2011. 海岸林の機能と津波に対する樹木の応答について. 日本緑化工学会誌 37, 281-285.

<https://doi.org/10.7211/jjsrt.37.281>.

Zeileis, A., Kleiber, C., and Jackman, S. 2008. Regression Models for Count Data in R. *Journal of Statistical Software* 27 (8), 1–25.

<https://doi.org/10.18637/jss.v027.i08>.

要旨

砂浜と海岸砂丘は陸域と海域の境界に位置する動的な環境であり、海から陸へ連続的に変化する生息地環境や特有の種による生物多様性、海陸間での堆積物や栄養の循環といった生態系機能をもたらしている。昆虫類は砂浜や海岸砂丘における優占的な動物相の 1 つであり、食物連鎖による海からの栄養流入の媒介等を担っている点でも重要である。近年、海岸部では気候変動等による脅威が増大しており、それに対する海岸防御施設の整備と生態系保全との両立が世界的な課題となっている。東北地方太平洋沿岸地域では 2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う津波災害以降、大規模な改変を伴う防潮堤建設や海岸林造成といった海岸防御施設の復旧が行われてきた。一方、海岸での災害復旧事業は環境影響評価の対象外であり、これらの人為的改変による生態系への影響が懸念された。こうした懸念を背景に、事業地全体と比べて小規模ながら各地で多様な生態系保全策が行われた。これらは既存の知見に基づかない試みであったため、その効果の検証は今後の生物多様性に配慮した海岸保全に重要である。本研究では主に徘徊性昆虫に着目して宮城県の砂浜海岸における災害復旧事業として行われた防潮堤建設や海岸林造成に対する生態系保全策の効果を明らかにし、生物多様性に配慮した海岸保全の可能性と施工上の留意点について議論した。

砂浜上に防潮堤が建設された仙台湾南部海岸では、海浜幅（汀線から防潮堤までの距離）の確保のため一部の防潮堤で内陸側へのセットバックが行われた。そこで、海浜幅の異なる調査地間での比較から、セットバック等により海浜幅を確保することによる生態系保全の効果を検証した。結果、防潮堤海側では堤体付近を除いてほとんどの地点で海浜性昆虫のみが確認され、調査地間では平均個体数、平均種数に有意差は認められなかった。種組成に基づく NMDS とクラスター分析により分類を行った結果、各採集地点は 3 つのクラスターに分けられ、海からの距離や防潮堤による影響が見られた。防潮堤海側の堤体から離れた地点では調査地間で種組成の差異が見られなかったのに対し、海浜幅の短い調査地の堤体付近

や防潮堤陸側では海浜幅の長い調査地と種組成が異なっていた。また、海浜幅の長い調査地では防潮堤海側と陸側での種組成の差が小さくなっていた。以上より、防潮堤海側の堤体から離れた地点では防潮堤建設による影響が見られなかった一方、海浜幅の短い砂浜では防潮堤建設に伴う自然攪乱の緩和による影響が推察された。したがって、防潮堤建設の際に長い海浜幅を確保することで、海側での良好な生息環境の増加、陸側との生息環境の差異の低減といった効果が期待できる。

防潮堤陸側では堤体による自然攪乱の緩和に加え、海岸林の生育基盤として造成された盛土による影響も懸念された。そこで、防潮堤陸側において盛土及びクロマツ植林が行われた区域（盛土区）と、盛土や植林を行わなかった区域（対照区）との間での徘徊性昆虫相と植生の差異を検証した。結果、防潮堤陸側の対照区では盛土区に比べ海浜性昆虫の個体数と海浜性植物の植被率が有意に高く、防潮堤海側とは有意差が認められなかった。一方、防潮堤陸側では盛土の有無に関わらず、防潮堤海側と比べて内陸性昆虫の個体数と内陸性植物の植被率が有意に高くなっていた。さらに統計モデルによる分析から、内陸性植物の植被率は海浜性昆虫の個体数に負の影響を及ぼすことが示された。したがって、海岸林盛土地盤上の環境は海浜性の昆虫や植物の生息に適していなかったことが明らかとなった。これに対して、防潮堤陸側における海岸林造成のための盛土の回避（対照区）は、防潮堤建設から 9 年後の時点では海浜性の昆虫や植物の生息に有効であった。一方、防潮堤陸側では対照区においても内陸性の昆虫や植物が確認され、特に内陸性植物の増加は海浜性昆虫を減少させることが示されたため、その変化には注意を要する。

盛土区の一部区域では、盛土による生態系への影響の緩和を期待して、盛土表面に海岸林造成以前の海浜砂による覆砂が行われていた（覆砂区）。そこで、覆砂区と盛土区における徘徊性昆虫相と植生の差異を比較することで覆砂の効果を検証した。結果、海浜性昆虫の個体数、海浜性植物の植被率、内陸性植物の植被率については覆砂区と盛土区の間で有意差が認められなかった。このことから、盛土上への覆砂による海浜性の昆虫や植物への明瞭

な保全効果は確認されなかった。

気仙沼市三島海岸では、防潮堤海側の堤体法面上に建設以前の現場表土（砂浜表土とクリ・コナラ林の林床表土）を用いて覆砂が行われた。海側法面、堤外の砂浜、現場表土を用いていない陸側法面の比較と、覆砂基盤（用いた表土）の違いによる影響の分析から、この覆砂による徘徊性昆虫群集の生息地創出の効果を検証した。種組成に基づく NMDS とクラスター分析により分類を行った結果、各採集地点は5つのクラスターに分けられ、覆砂基盤による影響は堤体上の位置によって異なる傾向が見られた。主に砂浜表土区の基部と天端が分類されたクラスターでは海浜性昆虫の個体数について他との有意差は認められなかったものの、内陸性昆虫の個体数は有意に少なくなっていた。また、主に林床表土区の基部と天端が分類されたクラスターでは海浜性昆虫と内陸性昆虫共に個体数が有意に多く、砂浜表土区では確認されなかった海浜性種も含まれていた。一方、法面中央は覆砂基盤に依らず同じクラスターに分類される傾向にあり、このクラスターでは他に比べて内陸性昆虫の個体数が有意に多く、海浜性昆虫の個体数は有意に少なくなっていた。以上のことから、覆砂を行った防潮堤の天端や基部では海浜性昆虫の生息環境が成立していたと考えられる。砂浜表土区では海浜性昆虫が中心の種組成であり、林床表土区ではそれらと異なる環境を好むと考えられる海浜性昆虫が生息していた。一方、法面中央では覆砂基盤に関わらずそれらと種組成が異なっており、主に内陸性昆虫が生息していたため海浜や基部及び天端と同等の生息環境でないことが推察される。

防潮堤海側の堤体から離れた地点では平均個体数、平均種数、種組成の観点から防潮堤の無い調査地との明瞭な差が見られず、海浜性昆虫にとって改変による影響が少ない生息環境であると考えられる。これに対し防潮堤陸側では種組成の違いから自然攪乱の緩和による影響が推察され、海浜幅の確保は良好な生息環境が量的に増加する点と陸側との生息環境の差異を低減する点において有効な保全策であると考えられた。防潮堤陸側では、海岸林造成のための盛土を行わなかった区域においては海浜性昆虫の平均個体数が海側と同程

度であった。一方で、防潮堤陸側では海側と比べて種組成が異なり、多くの内陸性の昆虫や植物が確認された。したがって、改変を受けていない海浜環境と完全に同一の環境ではない点に留意すべきであるが、海浜幅の確保が行えないような場合の次善策としてはある程度の効果が期待できる。防潮堤建設以前の現場表土を用いた堤体法面への覆砂上では海浜性昆虫の生息が確認された一方、主に法面中央において多くの内陸性昆虫が見られた。堤体法面への覆砂を行う際には、内陸性種の混入や周囲の人為的改変の回避、適切な植生への誘導により海浜に近い環境を形成できる可能性がある。クロマツ海岸林造成のために行われた盛土は海浜性の昆虫や植物の生息環境に負の影響を及ぼしていた。また、防潮堤の堤体法面と異なり、盛土地盤上での海浜砂を用いた覆砂の効果は確認されなかった。海岸林造成を行う場合、盛土を伴わない植林を行う等、在来の生物への影響に十分配慮した計画をすべきである。