

2022 年度

修士論文

北海道野幌森林公園における

風倒木が天然更新と植生に与える影響の把握

The effects of fallen trees on natural regeneration and vegetation
at the Nopporo Forest Natural Park, Hokkaido, Japan

22131001 五十嵐 詩織

Shiori Igarashi

指導教員 野生動物学 准教授 立木 靖之

酪農学園大学大学院酪農学研究科

目次

1. 緒言.....	1
1-1. 研究の背景.....	1
1-1-1. 森林と風倒被害.....	1
1-1-2. 北海道における風倒被害.....	4
1-1-3. 野幌森林公園における風倒被害.....	5
1-2. 研究の目的.....	7
2. 調査地.....	9
2-1. 調査地の概要.....	9
2-2. 調査地の選定.....	12
3. 風倒被害地の環境調査.....	15
4. 風倒被害地の天然更新木を対象とした調査手法.....	16
4-1. 天然更新木調査.....	16
4-2. 解析手法.....	17
5. 風倒被害地の下層植生を対象とした調査.....	18
5-1. 下層植生調査.....	18
5-2. 解析手法.....	19
6. 風倒被害地の環境調査.....	20
6-1. 被害地の風倒木状況.....	20
6-2. 風倒被害地の毎木調査結果.....	22
6-3. 光環境調査結果.....	24
7. 風倒木が天然更新に与える影響の把握.....	29
7-1. 結果と考察.....	29
8. 風倒木が下層植生に与える影響の把握.....	41
8-1. 結果と考察.....	41

9.	総合考察.....	46
9-1.	野幌森林公園における風倒被害地における風倒木の影響.....	46
9-2.	野幌森林公園における風倒被害地の管理.....	48
10.	ABSTRACT.....	52
11.	謝辞.....	53
12.	引用文献.....	54

1 緒言

1-1. 研究の背景

1-1-1. 森林における風倒被害

近年、気候変動により台風などの自然災害はますます増加すると予測されている (IPCC 2022)。台風被害によって森林の樹木が倒れることを「風倒」という。台風による森林の風倒被害は各国で発生しており (Roberts et al. 2003; Peltora et al. 2000; Coutts 1986; Raya et al. 1998), その対策として風倒発生メカニズムやモデル化の研究が行われている (森本ほか 2019)。風倒被害は立木の損失につながる自然災害である一方、森林の生物多様性や天然更新において重要な役割を持つ。例えば、風倒が発生した林内では光環境に変化が生じ、土壌層にもピットやマウンドと呼ばれる複雑な立体的構造が発生する (Haruki 1995; 森本ほか 2014) (図 1-1)。そのため、攪乱初期には遷移初期種から風倒被害以前の植物種が混交した多様な植物相が形成される (Oliver et al. 1990)。また、風倒木と天然更新の関係も国内において長年研究されており (田中 1934; Haruki 1995; Ishikawa et al. 1998; Nakagawa et al. 2003; Iijima et al. 2007;), 風倒木が天然更新を促進する要因になることが示されている。また、風倒時に発生する風倒木や立枯れ木がキツツキ類などの鳥類の採餌の場となることが指摘されており (陶山 1993), 生物多様性における役割も重要視されている。しかし、二次被害の防止や森林の治山機能の早期回復のために、風倒被害後の森林再生として風倒木の伐採や搬出、植栽が行われることが一般的である (伊藤 2013; 高田 2019)。そのため人工林において風倒木が残されることは少なく、植栽による森林再生が一般的である。

ただし、森林再生地の中には風倒と植栽を繰り返している地域もある。例えば道立自然公園野幌森林公園 (以下、野幌森林公園とする) は 1954 年、2004 年、2018 年と何度

も風倒被害を受けており，さらに過去に森林再生事業を行った植栽地が再度風倒被害を受けるといふ事例も発生している（林野庁 2005）．よって植栽は風倒被害の根本的な対策とはいえず，近年では風倒を軽減するために別の森林再生策が求められるようになっていふ．このような背景の中，あえて風倒木を残し天然更新を活用する森林再生が注目されている（Nakagawa et al. 2003 ; Iijima et al. 2007 ; 森本 2011）．風倒木をあえて残すことで，人為的な攪乱を抑えられるため被害以前の下層植生の保全や（森本ほか 2011），針葉樹の天然更新に適した環境が形成されるため（Iijima et al 2007），風倒被害リスクのより低い針広混交林への転向などが期待できる（Takenaka (Takano) et al. 2015）．このように，風倒木を残すことは森林の生物多様性の保全と風倒被害リスクの軽減の点で有効である．

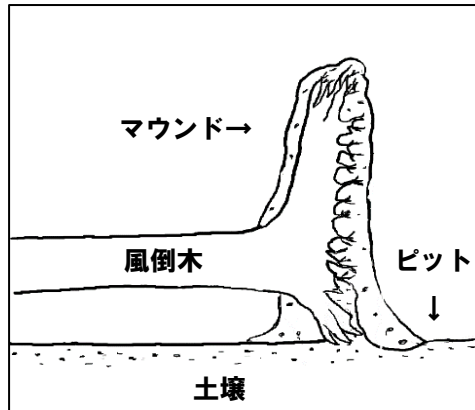


図 1-1. 風倒木のマウンドとピット

1-1-2. 北海道における風倒被害

国内の森林においても風倒被害は問題となっており、対策のための研究が行われている。Takenaka (takano) et al. (2015)は単一樹種の人工林が針広混交林の二次林よりも風倒被害リスクが高いことを指摘している。また、Fujimori (1995)は国内の人工林が樹齢 50 年から 60 年の林分が最も風倒被害率が高いことを明らかにしている。よって国内においては樹齢 50 年から 60 年の人工林が最も風倒被害リスクが高いと言える。北海道は土地面積のうちの 70.6%にあたる 5554 万 ha が森林であり、そのなかの 26.7%が人工林である（北海道 2020）。さらに人工林は樹齢 35 年から 65 年の人工林が主体であり、Fujimori (1995)の指摘する風倒被害リスクの高い時期に該当している林分が多く存在している。

また、北海道の森林は明治以降たびたび風倒被害を受けている；1918 年、1919 年、1920 年、1936、1954 年、1972 年、1981 年、2004 年、2018 年など（小鹿ほか 1998）。過去の台風の中でも 1954 年の「洞爺丸台風」、2004 年の台風 18 号、また 2018 年の台風 21 号及びその翌日明朝に発生した「平成 30 年北海道胆振東部地震」は甚大な被害をもたらした。北海道の台風の傾向を阿部ほか（2006）がまとめている。1954 年から 2004 年の北海道の記録によると、大型台風は 50 年に一度発生するとされている。よって道内において風倒被害後に植栽を行った場合、被害リスクの高い樹齢 50 年から 60 年の期間に次の大型台風に襲われる可能性がある。よって道内の森林は風倒対策を意識した森林管理が求められている（林野庁 2005）。

1-1-3. 野幌森林公園における風倒被害

前述したように北海道では過去に台風被害を受けており、北海道江別市に位置する野幌森林公園においても台風による風倒被害が発生している。特に1954年に発生した「洞爺丸台風」によって、特別天然記念物として指定されていた野幌森林公園の天然林の一部が、甚大な被害を受けたため指定が解除された（小鹿ほか 1998）。また、2004年台風18号による野幌森林公園の風倒被害は記録的な規模となった。国有林のうち天然林で23ha、人工林で48haの被害が発生し、特に人工林での被害が多かった。また人工林の被害では根返りや幹折れが一斉に起きる面的な被害が多く、大規模なギャップが発生した。このような大規模なギャップが生じた理由として、樹冠層の樹高が単一で、林分密度が高く根茎の発達が不十分であったことが考えられている（林野庁 2005）。一方、天然林のギャップは比較的小さく、樹冠層が多層化していることで被害が軽減されたと推測されている。そのため野幌森林公園の再生方針として被害軽減を目的とした「多様な樹種・樹齢から成る森林（林野庁 2005）」が採られた。2018年の台風21号及び北海道胆振東部地震においても、野幌森林公園に面的な風倒被害が発生し大規模なギャップが生じた。

このように野幌森林公園は風倒被害を繰り返し受けている地域であり、その要因として地形の関係で風が吹き込みやすく風倒が発生しやすい地域であることが指摘されている（松井ほか 1967）。そのため風倒に伴い風倒木も発生しやすく、風倒木に関する研究も行われてきた。北海道内における倒木を利用した樹木の更新については Iijima et al. (2007) や Nakagawa et al. (2003) が報告しており、風倒跡地がトドマツ (*Abies sachalinensis*) やエゾマツ (*Picea jezoensis var.jezoensis*) などの針葉樹種の良好な天然更新の場になっていると明らかにした。特に野幌地域における風倒被害地の天然更新については Haruki (1985) が詳細な研究を行っている。Haruki (1985) によると、風倒木のマウンド(図 1-1) が野幌地域のトドマツの天然更新の場として機能しており、

風倒木が天然更新に及ぼす具体的な効果を明らかにした。また、野幌の風倒における攪乱の重要性は Ishikawa et al. (1998) が行った研究でも示されている。野幌地域におけるトドマツ群落は過去の風倒被害後に一斉に発生した群落であることを明らかにし、大規模な風倒による攪乱が野幌の針広混交林の成立した背景にあることを示した。

よって野幌森林公園は風倒対策が必要な森林であり、歴史的に風倒木を活用した天然更新が行われてきた地域であるため、「風倒木を残した森林再生」に適していると考えられる。

1-2. 研究の目的

森林再生時の風倒木の残置と搬出はそれぞれ異なる利点がある。例えば風倒木残置は被害以前の植生を維持しやすく、生物多様性保全に寄与し（森本 2011）、風倒木搬出は人身事故のリスク軽減や防災において効果的である（伊藤 2013；高田 2019）。また、森林は経済的資源利用や生物多様性の保全などそれぞれ目指す機能は異なる。よって、森林再生も画一的に行うのではなく、森林の目的に沿った再生手法を選択できることが望ましいと考える。その判断を行うために、風倒木が及ぼす影響について多面的に評価し、その効果を明らかにすることが必要であると考えた。

風倒木が林内の天然更新に重要な役割を果たし、種の多様性の向上や植生回復に寄与することは過去の先行研究で示されている（Haruki 1985；Nakagawa et al. 2003；Iishikawa et al. 1998；Hosaka et al. 2008；森本ほか 2014）。特に Haruki（1985）や Ishikawa et al.（1998）は風倒木の立体的構造によって生じるマウンドやピットがトドマツの天然更新の場として機能していたことから、野幌の原生的な森林景観に風倒木が影響していたことを明らかにした。ただし、風倒木の立体的構造によって生じるのは上記の2種に限らず、図 1-2 のような樹幹下の空間や、図 1-3 のような地表面と風倒木との間の微細な空間などの影響については未検討である。

よって本研究では、風倒木を地表との接触の有無によって「上部倒木」と「地表倒木」に区別し、これらの立体的構造による違いが周囲の天然更新と下層植生に与える影響を比較することを目的とした。また、風倒木の有無によって天然更新及び林分へどのような違いが生じるかを評価することを目的とした。

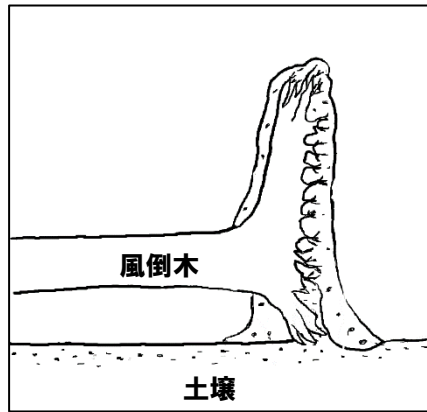


图 1-2. 上部倒木

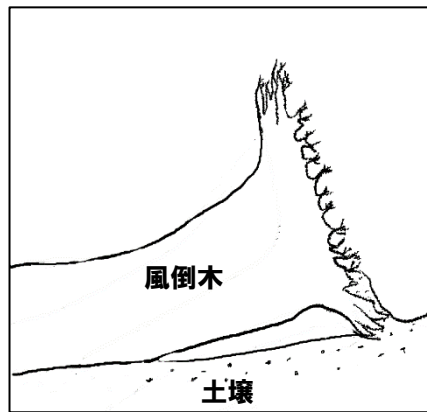


图 1-3. 地表倒木

2. 調査地

2-1. 調査地の概要

調査地は東経 141 度 23 分，北緯 43 度 25 分に位置し（図 2-1a, b），札幌市に隣接し江別市，北広島市にまたがる道立自然公園である（図 2-2 c, 図 2-3）．面積は 2053ha に達し，年間約 30 万人が訪れる都市近郊の大規模な自然公園である（林野庁 2005）．

野幌森林公園のうち国有林の面積は 1486ha で，そのうち天然林が約 67%（989ha）を占め，残り約 33%（497ha）は人工林である（図 2-3）．天然林は，戦前の開拓や前述の 1954 年「洞爺丸台風」によって原生林と呼ばれるような林分は消失しており，現在はトドマツを主体とする針葉樹林，ヤチダモ（*Fraxinus mandshurica Rupr.*）やハルニレ（*Ulmus davidiana Planch. var. japonica*）を主体とする広葉樹林，またトドマツと広葉樹の混交する針広混交林から成る．自然公園ではあるが人工林が多く，これは 1909 年から野幌林業試験場として利用された歴史があり，北海道での育林技術の確立のため郷土産のトドマツ，エゾマツをはじめに，外国産の樹種も植栽された（松井ほか 1967）．面積比率ではトドマツが，エゾマツ，カラマツ（*Larix kaempferi*）主体の針葉樹が 88%を占める（林野庁 2005）．

地形は標高 30m から 90m と高低差の少ない平坦な土地のため風が吹き込むやすく，また表土の浅い土壌であることから樹木の根系の発達が不十分になりやすい．当時の林業試験場の記録から野幌の土地は「暴風のたびに風折・倒の被害をこうむりやすい（松井ほか 1967）」と指摘されていた．北海道美唄市での 2004 年台風被害の調査結果からも、風倒と根茎の発達について述べている．

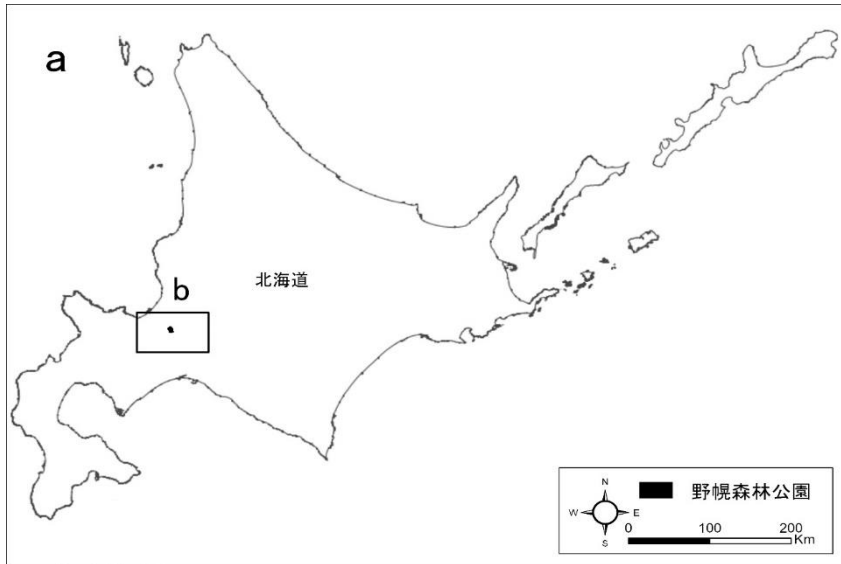


図 2-1. 調査地位置地図（北海道内）

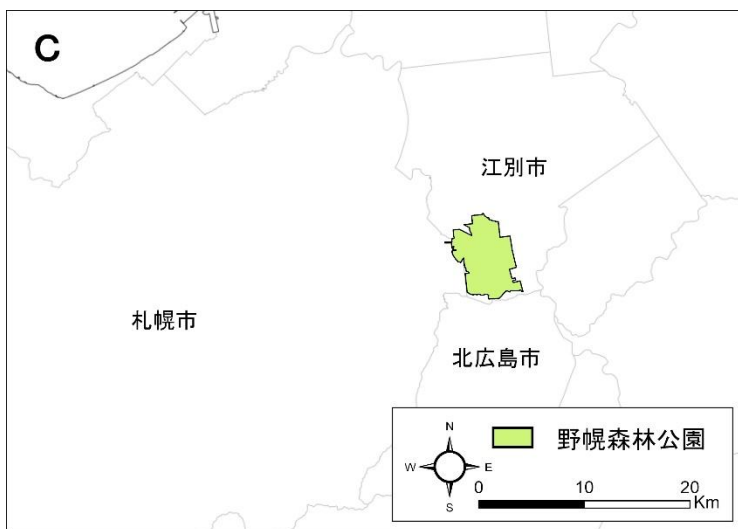


図 2-2. 調査地位置地図（石狩内）

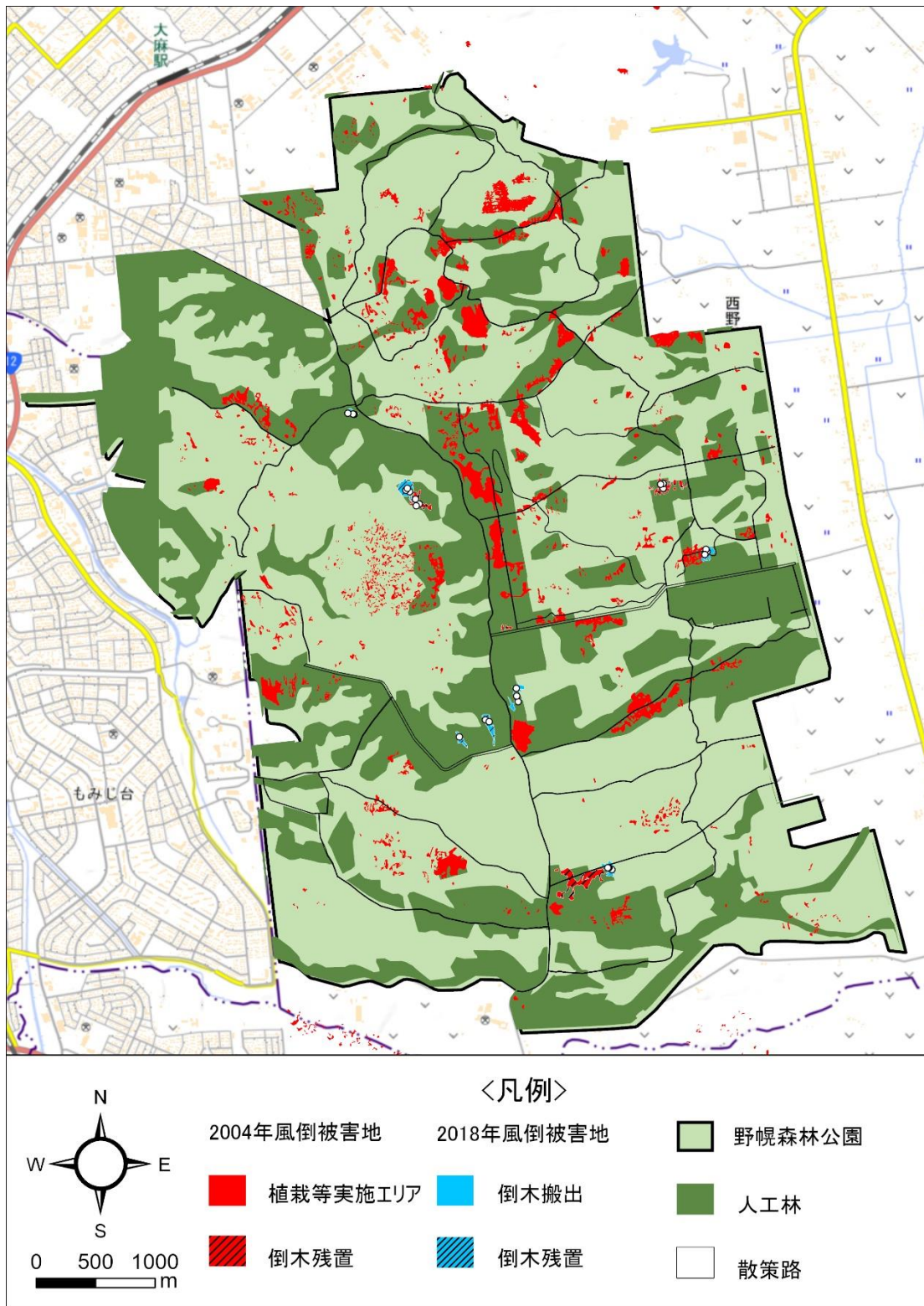


図 2-3. 調査地位置地図 (公園内)

2-2. 調査地の選定

調査地の被害強度を統一するために、野幌森林公園全体を 50m のメッシュで区切り、被害面積が 50%以上 (0.25ha) を占めるメッシュを調査地とした (図 2-4)。

風倒木が天然更新と植生に与える影響を検討するために風倒被害地を次の 3 つに区分した；①2018 年被害後に倒木の搬出を実施していない (以下、「2018 (残置)」)、②2018 年被害後に倒木の搬出を実施した (以下、「2018 (搬出)」)、③2004 年の被害後に倒木の搬出を実施していない (以下、「2004 (残置)」)。

上記三つの区分に適した調査地を環境別に 9 か所、計 27 か所選定した。調査対象地 1 か所につき、半径 5.6m (約 0.01ha) の円形プロットを 1 か所設定した。プロットの総数は 27 か所である。また各プロット内に 2m×2m の方形コドラートを 4 か所設定した。プロットの総数は 36 か所、コドラートの総数は 107 か所である。

選定した調査地の概要を表 2-1 に示す。調査地は全て針葉樹人工林であり、「2018 (搬出)」の 3 か所を除きすべて常緑樹種である。樹齢は 45 年生から 114 年生で明治～昭和に植栽された。「2018 被害 (搬出)」では 2020 年 3 月に風倒木が搬出され、地拵え (地がき) は 2022 年調査時まで実施されていなかった (石狩森林管理署 2022)。

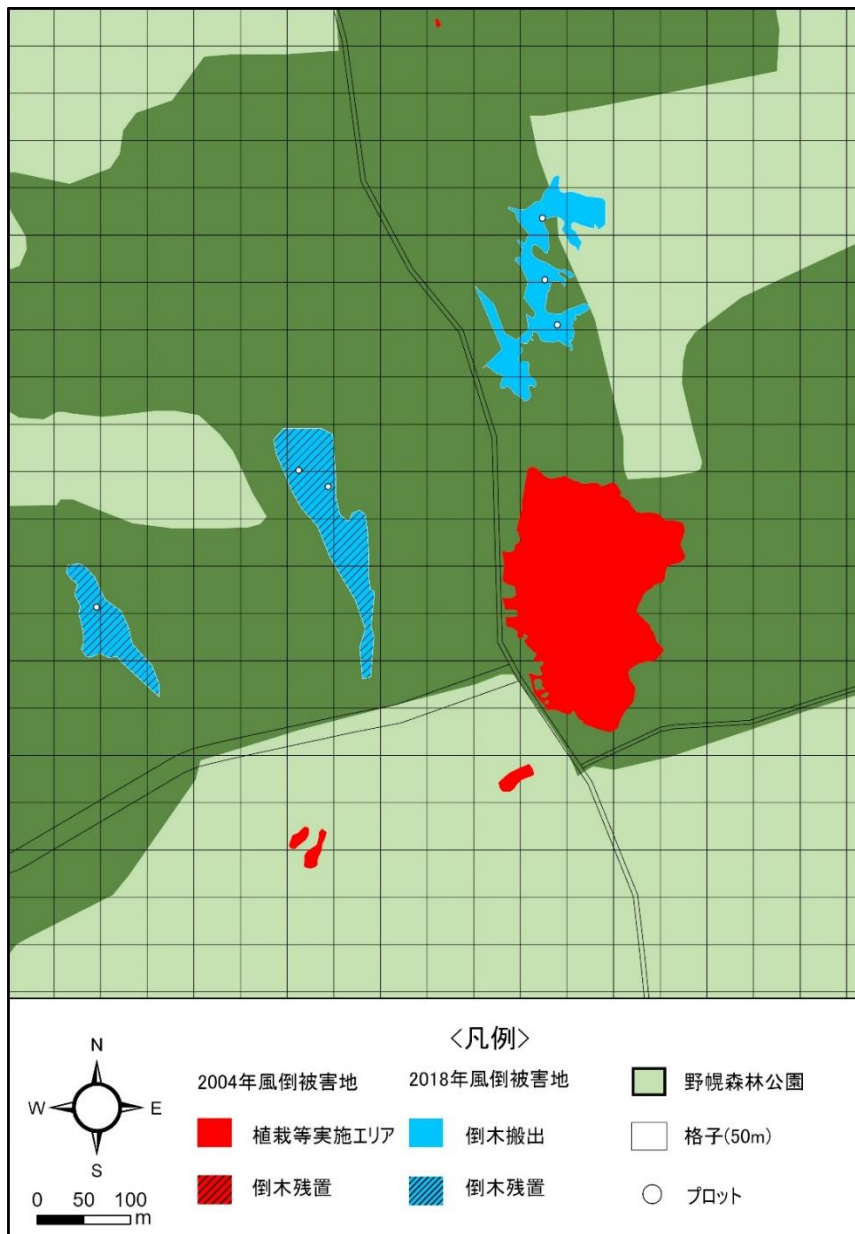


図 2-4. 調査地の選定

※「国土数値情報（自然公園地域データ平成 27 年）」（国土交通省）を加工して作成

表 2-1. 調査地概要

No	プロット名	被害年数	風倒木搬出	地がき, 地拵え	森林区分	植栽樹種	樹齢
1	2018残置-1	2018	実施無し	実施無し	人工林	トドマツ*	47
2	2018残置-2	2018	実施無し	実施無し	人工林	トドマツ*	47
3	2018残置-3	2018	実施無し	実施無し	人工林	トドマツ*	47
4	2018残置-4	2018	実施無し	実施無し	人工林	アカエゾマツ*	45
5	2018残置-5	2018	実施無し	実施無し	人工林	アカエゾマツ*	45
6	2018残置-6	2018	実施無し	実施無し	人工林	アカエゾマツ*	45
7	2018残置-7	2018	実施無し	実施無し	人工林	トドマツ*	47
8	2018残置-8	2018	実施無し	実施無し	人工林	トドマツ*	47
9	2018残置-9	2018	実施無し	実施無し	人工林	トドマツ*	47
10	2018搬出-1	2018	有り (2020年3月)	実施無し	人工林	カラマツ	114
11	2018搬出-2	2018	有り (2020年3月)	実施無し	人工林	カラマツ	114
12	2018搬出-3	2018	有り (2020年3月)	実施無し	人工林	カラマツ	114
13	2018搬出-4	2018	有り (2020年3月)	実施無し	人工林	リキダマツ*	61
14	2018搬出-5	2018	有り (2020年3月)	実施無し	人工林	リキダマツ*	61
15	2018搬出-6	2018	有り (2020年3月)	実施無し	人工林	リキダマツ*	61
16	2018搬出-7	2018	有り (2020年3月)	実施無し	人工林	ストローブマツ*	61
17	2018搬出-8	2018	有り (2020年3月)	実施無し	人工林	ストローブマツ*	61
18	2018搬出-9	2018	有り (2020年3月)	実施無し	人工林	ストローブマツ*	61
19	2004残置-1	2004	実施無し	一部実施せず	人工林	トドマツ*	68
20	2004残置-2	2004	実施無し	一部実施せず	人工林	トドマツ*	68
21	2004残置-3	2004	実施無し	一部実施せず	人工林	トドマツ*	68
22	2004残置-4	2004	実施無し	実施無し	人工林	アカエゾマツ*	45
23	2004残置-5	2004	実施無し	実施無し	人工林	アカエゾマツ*	45
24	2004残置-6	2004	実施無し	実施無し	人工林	アカエゾマツ*	45
25	2004残置-7	2004	実施無し	実施無し	人工林	トドマツ*	68
26	2004残置-8	2004	実施無し	実施無し	人工林	トドマツ*	68
27	2004残置-9	2004	実施無し	実施無し	人工林	トドマツ*	68

「植栽樹種」は林小班において最も優占する面積の大きい樹種を記載した。

* は常緑樹を示す。

3. 風倒被害地の環境調査

3-1. 風倒被害地の環境調査

表 2-1 より、「2018 (残置)」、「2018 (搬出)」、「2004 (残置)」について各 9 か所の半径 5.6m の円形プロット (約 0.01m²) を設定した。また各プロット内に 2m×2m の方形コドラートを 4 か所設定した。プロットの総数は 27 か所、コドラートは「2018 (搬出)」のみ 1 か所欠き 35 か所のため総数は 107 か所である。風倒被害地の環境状況を比較するために、各プロットにおいて以下の 3 つの調査を実施した。

第 1 に、風倒木の残存状況を調べるために、プロット内に出現した風倒木について、「地上倒木」と「地表倒木」の土地被覆度を記録した。

第 2 に、林分立体的構造を把握するためにプロット内に出現する樹高 130cm 以上の樹木を対象とした毎木調査を実施した。記録項目は樹種、樹高、胸高直径 (DBH)、本数とし、同株は記録しなかった。

第 3 に、光環境を調査するためにプロット内において、プロットの中心において全天写真を撮影し開空度を算出した。光環境を比較するために「2018 (残置)」と「2018 (搬出)」の開空度について t 検定を実施した。また、現段階で生育している樹木による影響を検討するために、カメラのレンズ部分が地上から 130cm になるように設置した。開空度の算出には竹中 (2009) が公開する画像解析ソフト「全天写真解析プログラム CanopOn 2 2.03c」を用いた。

4. 風倒被害地の天然更新木を対象とした調査手法

4-1. 天然更新木調査

本研究では，出現した天然更新木を石橋（1998），保坂ら（2008）を参考に次の二つの生育段階に区別した；①実生（ $H < 30\text{cm}$ ；seedling），②稚樹（ $30\text{cm} \leq H < 130\text{cm}$ ；juvenile）．実生の定義は保坂ほか（2008），稚樹の定義は石橋（1998）に依った．

野幌森林公園の風倒木が天然更新について与える影響を評価するために，調査地の風倒木と天然更新木を調査した．プロット内とコドラート内出現した天然更新木について「樹種」，「個体数」，「樹高」を記録した．なお切り株や倒木から萌芽した更新木はカウントしなかった．また，森林再生評価の指標とするために生活型が「高木」，「亜高木」とされる樹種を対象とした（山寄ほか 2018）．

調査期間は 2021 年及び 2022 年の 7 月から 10 月の期間に 1 プロット，1 コドラートにつき 1 回実施した．

4-2. 解析手法

現地調査によって得られた天然更新木の記録から、風倒木が与える天然更新への影響を包括的に評価するために、次の3つの分析を行った。

第1に、天然更新状況を比較するために「2018（残置）」と「2018（搬出）」のプロット内に出現した天然更新木の出現本数（本/ha）について、t検定を実施した。

第2に、風倒木が天然更新に与える影響を比較するために、「2018（残置）」と「2018（搬出）」のプロット内に出現した実生と稚樹の出現本数（本/ha）について、それぞれt検定を実施した。

第3に、出現した「天然更新木本数」に対する「母樹本数」、「ササ被度」、「上部倒木率」、「地表倒木率」、「開空度（光環境）」の影響を検討するために、「天然更新木本数」を目的変数、上記環境要因の5変数を説明変数とした一般化線形モデルによるロジスティック回帰分析を行った。目的変数の「天然更新木本数」は負の値を取らないカウントデータであるため、下野（2010）を参考に確率変数はポアソン分布とした。

同時に、多重共線性の可能性を検討するために、説明変数のVIF（Variance Inflation Factor）を算出した。VIFは複数の変数間における関係性を示し、10を超える説明変数はモデルに多重共線性を引き起こすことから、回帰分析から除外した。

上記の分析には統計解析ソフトウェアの「R（version4.1.3）」を使用した（R CoreTeam 2022）。またパッケージは「car（3.1-1）」と「psych（2.2.9）」を使用した。

5. 風倒被害地の下層植生を対象とした調査

5-1. 調査手法

野幌森林公園の風倒木が下層植生について与える影響を評価するために、表 2-1 の調査地において下層植生調査を調査した。更新木調査と同様のプロット 27 か所とコドラート 107 か所において実施した。

調査期間は 2021 年及び 2022 年の 7 月から 10 月の期間に 1 プロット、1 コドラートにつき 1 回実施した。

プロット内とコドラート内に出現した木本と草本の植物種名、種別の被度を記録した。また、全てのコドラートにおいて土壌水分含有率を計測した。

5-2. 解析手法

現地調査によって得られた下層植生の記録から、風倒木が下層植生へ与える影響を包括的に評価するために、次の3つの分析を行った。

第1に、コドラート別の下層植生の種組成について比較するために、土居・岡村(2011)を参考に、nMDSより序列化を行い、k-means法による非階層クラスター分析を実施した。なおクラスター分析は、「2018(残置)」と「2018(搬出)」の71箇所のコドラート結果と、「2004(残置)」を加えた108箇所のコドラート結果でそれぞれ実施した。

第2に、クラスター分析で得られたクラスターグループ別の指標種をlabdsv法によって有意水準95%で算出した。なお指標種分析は、「2018(残置)」と「2018(搬出)」の71箇所のコドラート結果と、「2004(残置)」を加えた108箇所のコドラート結果でそれぞれ実施した。

第3に、クラスターグループ別で出現樹種の生態的特性を比較するために、「先駆種」と「遷移後期種」の出現頻度を算出した。樹種の生態的特性の分類には、山寄ほか(2018)と斎藤(2022)がまとめた北海道主要樹種の特性を参考に、生活型が亜高木または高木の樹種についてのみ対象とした。また、出現頻度が全体3.0%以下の樹種は省いた。

クラスターグループ別の出現頻度は以下の式によって得られる。

$$\text{出現頻度(\%)} = \frac{\text{出現したコドラート地点数}}{\text{クラスターグループのコドラート合計数}} \times 100$$

上記の分析には統計解析ソフトウェアの「R (version4.1.3)」を使用した(R Core Team 2022)。また解析には「vegan ver2.5-7」と「labdsv ver2.0-1」のパッケージを使用した。

6. 風倒被害地の環境調査

6-1. 被害地の風倒木状況

「2018（残置）」と「2018（搬出）」の「上部倒木率」を図 6-1, 「地表倒木率」を図 6-2 に示す.

「上部倒木率」は「2018（搬出）」の全てのコードラートで土地被覆度 0%であり, 2020 年 3 月の搬出によって上部倒木が全て運び出されたためと考えられる. 一方で「2018（残置）」では全てのコードラートで上部倒木が確認された. また地表倒木率は「2018（搬出）」で相対的に高い値となった.

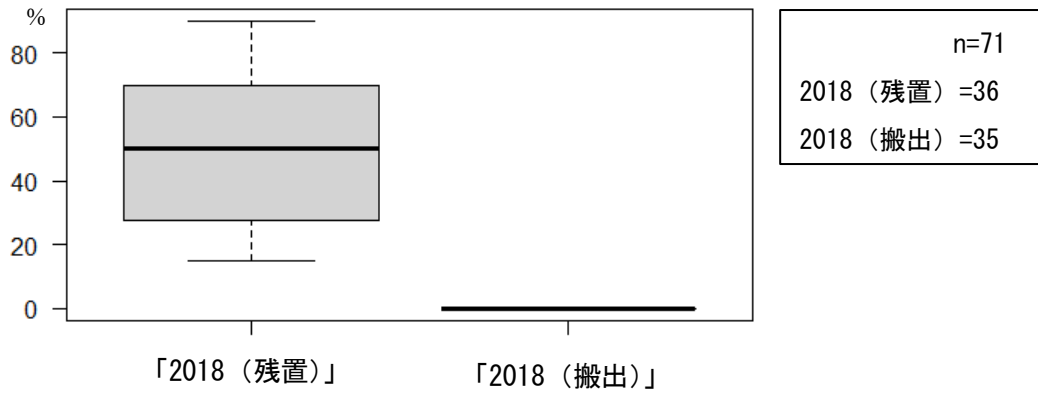


図 6-1. 「地上倒木率」の比較

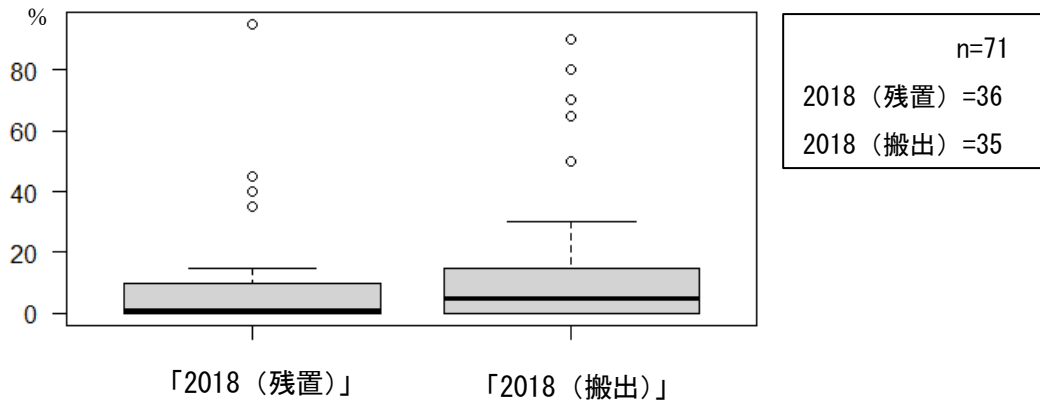


図 6-2. 「地表倒木率」の比較

6-2. 風倒被害地の毎木調査結果

「2018（残置）」と「2018（搬出）」の毎木調査の結果を図 6-3 に示す。どちらの被害地でも 2～3m の低木層で樹木が多く発生しており、攪乱初期の環境下であることが分かった。また、各 9 プロットでの出現本数は「2018（残置）」で多くなった。青で示す「2018（搬出）」は低木層以上の階級の樹木は 5m 級の 1 本のみで、次世代の林冠層の形成が「2018（残置）」よりも遅くなると推測された。このように風倒木の搬出地では重機の走行等により被害以前に生育していた樹木が減少することが報告されており（森本ほか 2011）、風倒木残置は早期の林冠層の形成においても有効である可能性が示された。

「2004（残置）」の毎木調査の結果を図 6-4 に示す。風倒被害から 17 年が経過した森林で 2018 年被害地と比較すると遷移が進んでおり、現在は林齢の幅が広く複層的な林分として発達しているといえた。野幌森林公園では風倒対策のために種や樹齢の多様性が高く複層的な森林を目指しており（林野庁 2005）、「2004（残置）」の林分は風倒対策を目的とする森林として遷移していくことが期待される。「2004（残置）」は風倒被害後に植栽を行っていないため、今回の毎木調査で確認された樹木は天然更新由来で定着したと推測された。よって各階級において樹木が定着していることから、風倒被害から 17 年間の期間で継続的に天然更新が行われていたことを示していると考えられた。

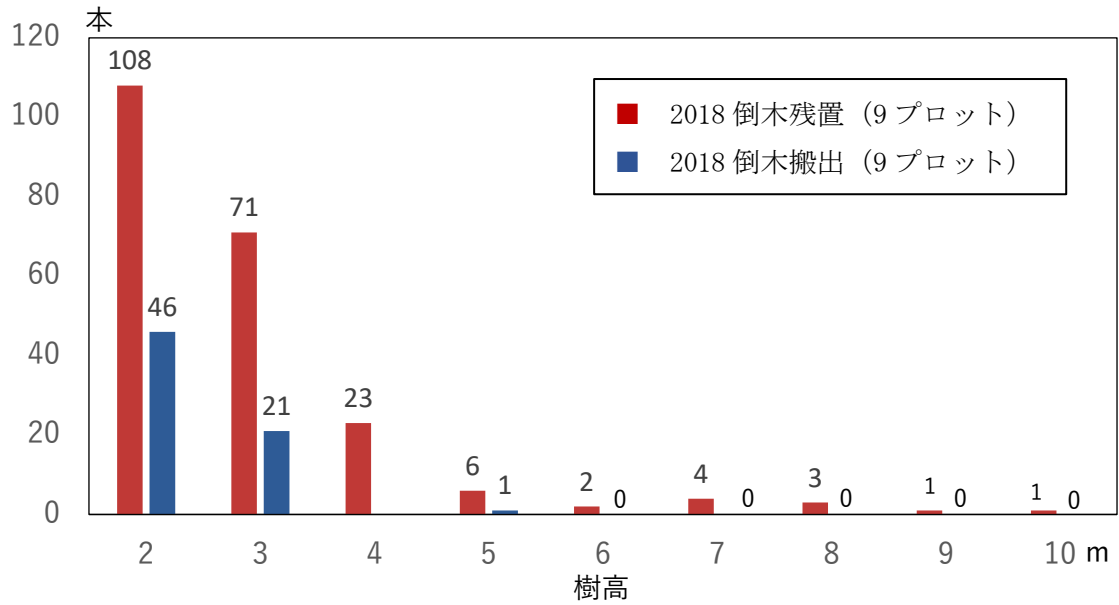


図 6-3. 2018 年被害地の毎木調査結果

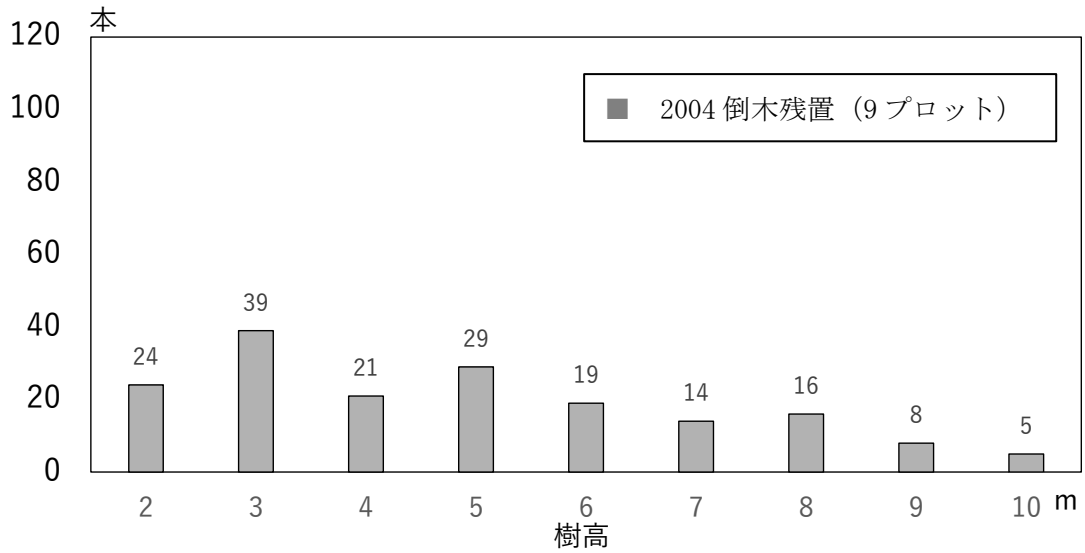


図 6-3. 2004 年被害地の毎木調査結果

6-3. 光環境調査結果

「2018（残置）」と「2018（搬出）」の光環境に関する t 検定の結果を図 6-5 に示す。開空度は「2018（搬出）」において有意に高く ($p < 0.05$)、明るい環境であることが分かった。これは倒木率調査の結果より「2018（搬出）」は上部倒木が存在しないことや、立木本数が少ないことが影響していると考えられた。

「2018（残置）」、「2018（搬出）」、「2004（残置）」において撮影した全天写真を写真 6-1 から 6-6 に示す。2018 年の被害地と比較すると 2004 年の被害地は林冠層が再生されつつあることや、ササの繁茂により開空部が減少していることが分かった。

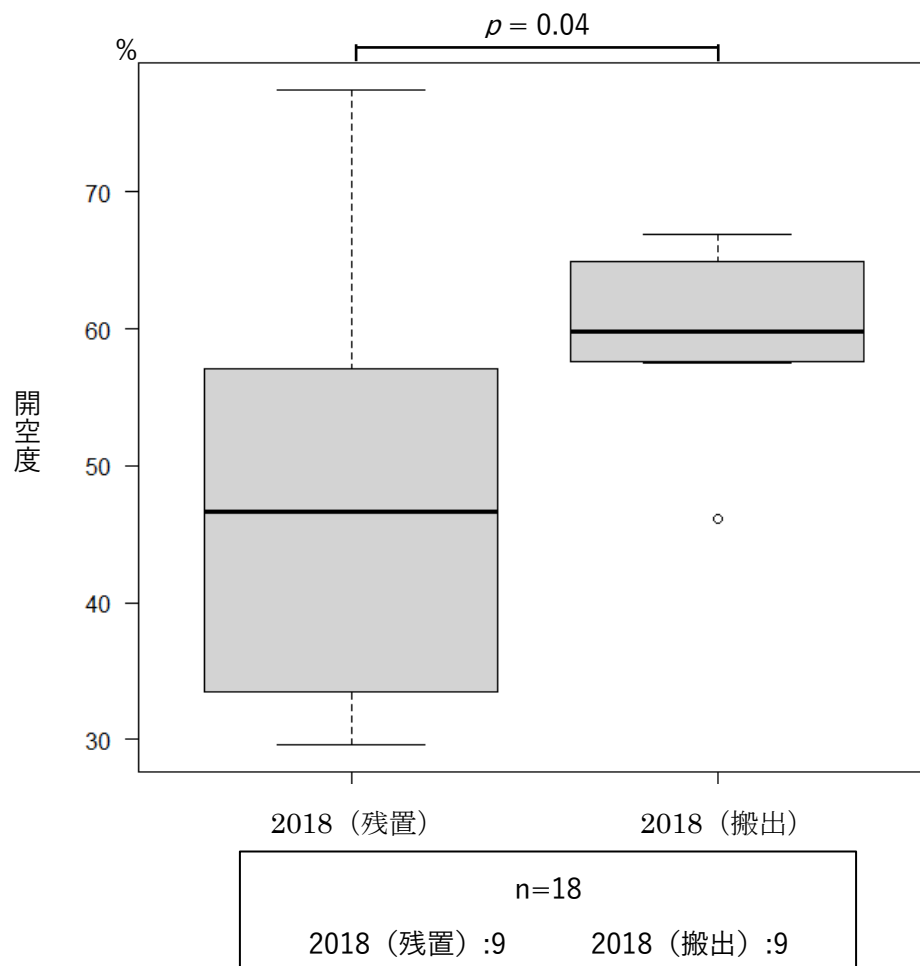


図 6-5. 2018 年被害地における開空度の比較



写真 6-1. 2018 (残置) 全天写真 1



写真 6-2. 2018 (残置) 全天写真 2



写真 6-3. 2018 (搬出) 全天写真 1



写真 6-4. 2018 (搬出) 全天写真 2



写真 6-5. 2004 (残置) 全天写真 1



写真 6-6. 2004 (残置) 全天写真 2

7. 風倒木が天然更新に与える影響の把握

7-1. 結果と考察

「2018（残置）」、「2018（搬出）」、「2004（残置）」の各9プロットに出現した実生と稚樹の合計出現本数を表 7-1 に示す。樹種の生態的特性からプロットに出現したタラノキ (*Aralia elata* (Miq) Seem), シラカンバ (*Betula platyphylla* Sukaczew), ニワウルシ (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), ハリギリ (*Kalopanax septemlobus* (Thunb.) Koidz.), カラマツの6種を先駆種として扱った (山寄ほか 2018 ; 斎藤 2022)。

合計出現本数は「2018（残置）」で最も多く950本、「2004（残置）」で368本と最も少なくなった。Fujimori (2002) によると、森林の攪乱後約10年～50年の林分は、新規の植物種の定着が減少する時期だと述べている。よって、「2004（残置）」は風倒被害から18年が経過していることから、既に遷移が進行しており、そのため合計出現本数が少なくなったと推測された。また、同じ2018年被害地であっても風倒木搬出の有無によって出現本数に差が生じた。これは「2018（搬出）」において、風倒木搬出の際に重機の走行により実生・稚樹が消失したことや、光環境が改善されたため草本類との種間競合が発生したことが考えられた。

出現した樹種を生態的特性で区別すると先駆種の出現割合は「2018（残置）」で最も低く、「2018（搬出）」と「2004（残置）」が近い値を示した。「2018（残置）」は攪乱から4年しか経過していないのにも関わらず、後継樹の構成は遷移中間種から後期種が占める割合が高かった。毎木調査や倒木率調査より、倒木残置地は立木密度や上部倒木率が高いため比較的暗い環境が保たれており、また搬出などの人為的攪乱の影響が小さいことから、風倒被害以前の後継樹の構成を保ちやすいのではないかと推測した。しかし、「2004（残置）」では先駆種が少なくなるという結果は見られず、倒木残置地における遷移初期の一例であることも考えられるため、今後も継続的な調査が必要であると言えた。

また樹種は種子散布の形式によって区分することができる(今ほか 2013)。今回先駆種とした6種の樹種はいずれも風散布種であり、母樹を中心に広く散布する。鳥被食型散布種とされるミズキ (*Cornus controversa Hemsl. var. controversa*) は、「2018 (残置)」のみに出現し、「2018 (残置)」全体における出現率は約 0.03%と極めて低かった。また、野ネズミなどによる貯食散布種とされるミズナラ (*Quercus crispula Blume var. crispula*) の出現率は 2018 被害地では 1%未満にとどまり、「2004 (残置)」においてのも出現率は 3.5%と低い値を示した。鳥被食散布や貯食散布は母樹の距離に強く影響を受けるとされており(今ほか 2013)、今回の調査地はギャップが一定面積以上の被害地を対象としたため周辺母樹が乏しいことや、近隣の広葉樹林と距離があったことから出現率が低くなったと考えられた。

よって、風倒木残置地では実生・稚樹の出現本数が多く、先駆種の割合が低くなったことから、風倒木が天然更新に影響を与える可能性が示された。また、風倒木搬出地や風倒被害から 17 年が経過した森林では、新規に定着する樹種は風散布種が中心となっており、森林の構成種に偏りが生じる可能性が示された。野幌森林公園全体での生物多様性を考慮すると、野幌の大規模風倒被害地では出現率が低かったミズキやミズナラの定着に適した環境の確保が必要になる。例えば、周辺に母樹が残存しやすい小規模なギャップなどが候補として考えられ、今後ギャップサイズによる出現樹種の研究も求められる。

表 7-1. 実生・稚樹の出現本数

	合計 出現本数	先駆種除く 出現本数	先駆種 出現本数	先駆種割合
2018 (残置)	950	845	105	11.1%
2018 (搬出)	436	279	157	36.0%
2004 (残置)	368	225	143	38.9%

t 検定の結果、同じ 2018 年の風倒被害地であっても風倒木を残した「2018 (残置)」のプロットの方が天然更新木の出現本数が有意に多くなり ($p < 0.05$) (図 7-1), 風倒木を残すことで天然更新が促進される可能性が示された。

風倒木残置が天然更新に与える影響をより詳細に検討するために、天然更新木を「実生」と「稚樹」に区別し t 検定を実施した (図 7-2, 7-3)。t 検定の結果、実生本数に有意な差がないことが示された ($p > 0.05$)。「2018 (残置)」も「2018 (搬出)」も攪乱初期の段階にあり、どちらの林分でも実生の出現数が多かったため差がなかったと推測された。実際に、実生出現本数の中央値は「2018 (残置)」で 2100 本/ha, 「2018 (搬出)」で 1900 本/ha であった。よって、風倒木のうち「上部倒木」は 30cm 未満の実生に与える影響は少ないと思われる。一方で稚樹は「2018 (残置)」の方が多くなり ($p < 0.05$)、風倒木を残置した林分において、風倒木の搬出を行った林分よりも稚樹にあたる階級の更新木が多くなったという道内の研究と一致した (森本ほか 2011)。このように稚樹本数に有意な差が生じた要因は二つ考えられる。一つは風倒木の搬出で、搬出の際の重機の走行によって稚樹が消失した可能性がある。もう一つの要因は風倒木の残置だと考えられる。例えば Haruki (1985) や Nakagawa et al. (2003) は残置された風倒木周辺がトドマツのような針葉樹の天然更新適地となっていると報告している。実際に「2018 (残置)」の調査地においても「上部倒木」の下にトドマツの稚樹の定着が確認された (写真 7-1, 7-2)。よってトドマツのような陰性の稚樹にとって、ギャップ内の「上部倒木」が攪乱初期の種間競争や好適な光環境から避難できる場所として機能し、稚樹本数が多くなったと考えられる。一方で「2018 (搬出)」では「上部倒木」が存在しないため陰性の稚樹の生存が困難になったと推測された。

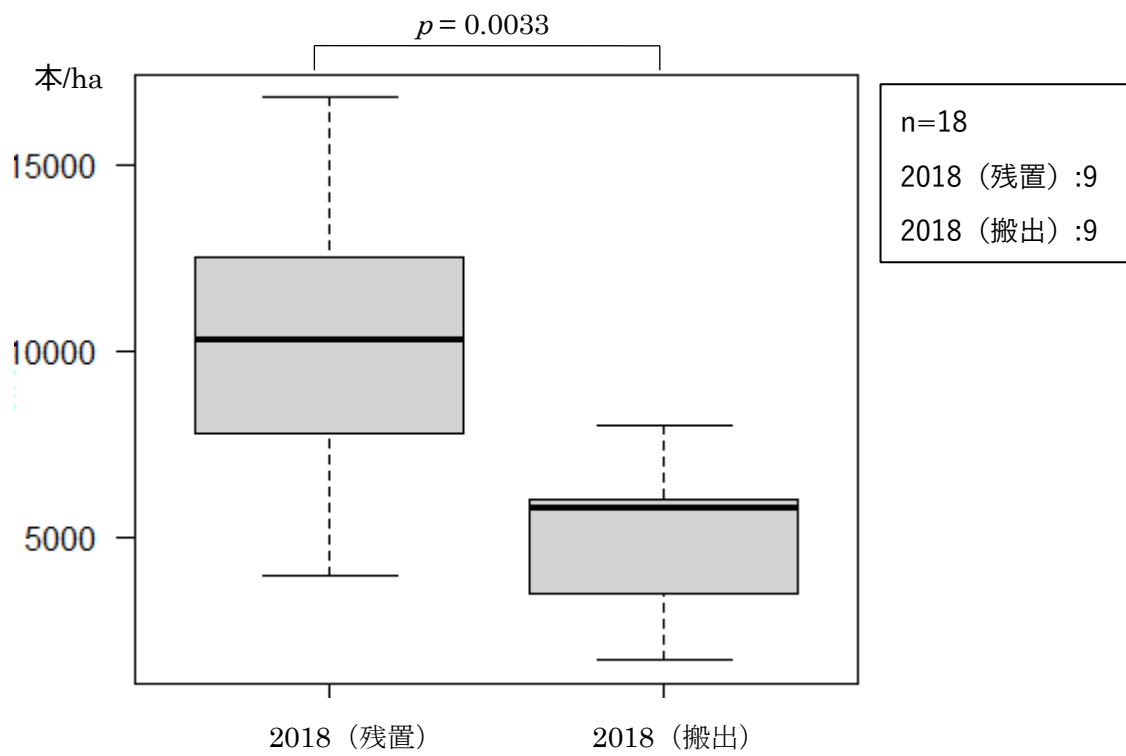


図 7-1. 天然更新木の出現本数について t 検定の結果

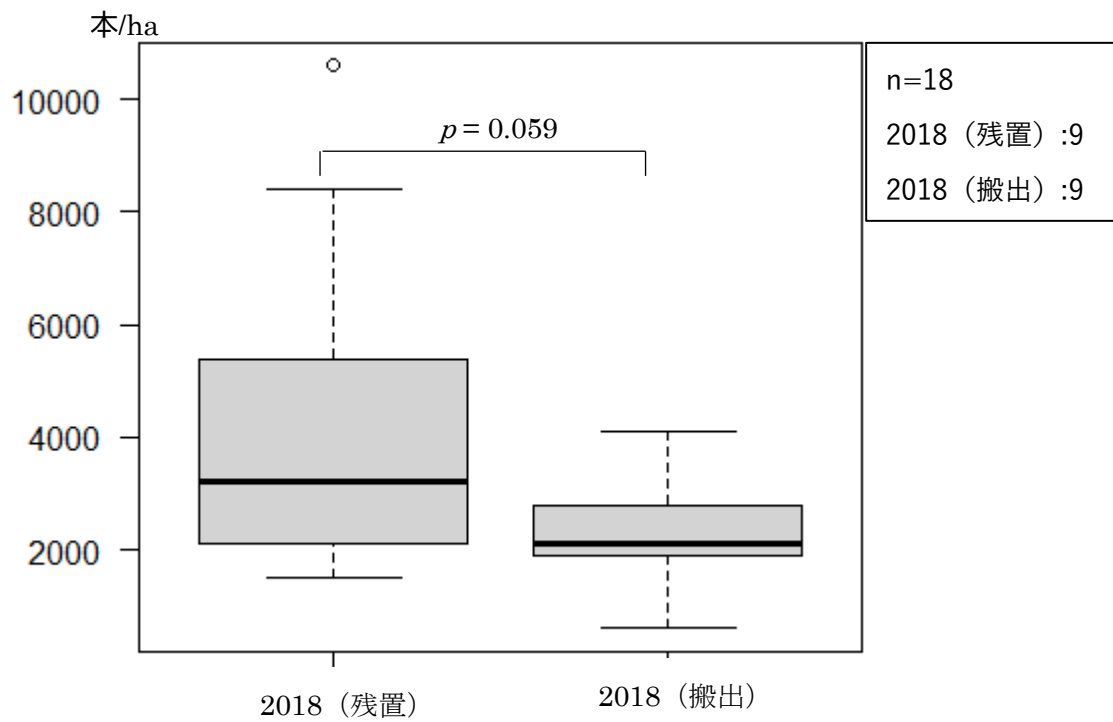


図 7-2. 実生の出現本数について t 検定の結果

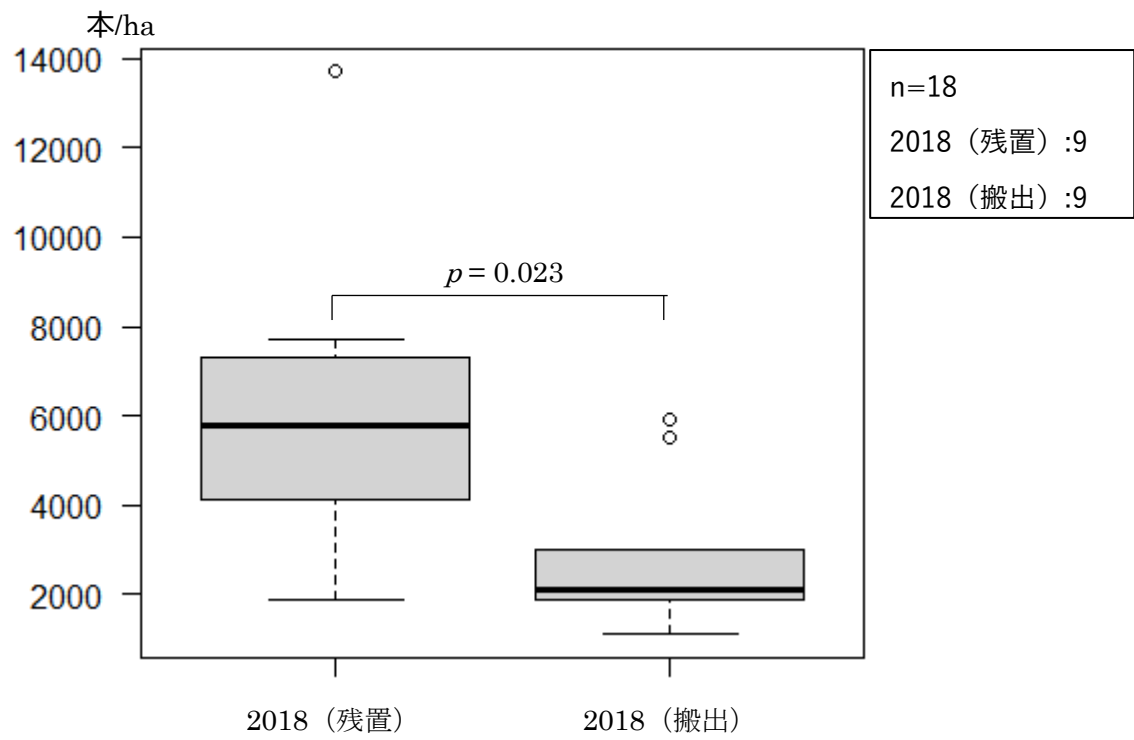


図 7-3. 稚樹の出現本数について t 検定の結果



写真 7-1. 上部倒木下に定着するトドマツの例（図中白丸の箇所）



写真 7-2. 上部倒木下に定着するトドマツ・エゾイタヤの例（図中白丸の箇所）

出現した「天然更新木本数」に対する「母樹本数」、「ササ被度」、「倒木率」、「地表率」、「開空度（光環境）」の影響を検討するために、「天然更新木本数」を目的変数、環境要因の5変数を説明変数とした一般化線形モデルによるロジスティック回帰分析を行った(表7-2)。AICの値が最小となるモデルをベストモデルとし、解析に用いた(AIC=237.1)。VIF(Variance Inflation Factor)によって多重共線性の可能性を検討したところ、全ての説明変数において10.0未満であり(表7-2)、多重共線性が生じている可能性は低いと判断した。

ロジスティック回帰分析の結果、5つの説明変数は95%水準で母集団における影響の存在が示される結果となった。説明変数のうち天然更新に正の影響を与える変数に「上部倒木率」、「母樹本数」、「開空度（光環境）」が選ばれた。一方で「地表倒木」と「ササ被度」は天然更新に負の影響を与えることが示された。風倒木に関する変数に注目すると、「上部倒木率」が高い環境では天然更新木が多くなるのに対し、「地表倒木率」が高い環境では天然更新木が少なくなり、風倒木の立体的構造によって天然更新に異なる影響を与えることが分かった。これは、「上部倒木」が風倒被害地において陰性の高い樹種の局所的なハビタットになるのに対し(Haruki 1985; Nakagawa et al. 2003)、「地表倒木」は風倒時に前生樹を巻き込み消失させることや、天然更新木と空間的に競合することから天然更新に負の影響を与えたと考えられる。ただし、Nagama et al. (2007)の研究では腐朽が進んだ切り株が針葉樹の天然更新に適していると報告しており、「地表倒木」も今後腐朽が進行した場合、天然更新における役割が阻害要因から変化することが考えられる。

また、林内の天然更新においてササが阻害要因となることを指摘する先行研究は多く(松田ほか 1985; 石橋 1998; 保坂ほか 2008)、ロジスティック回帰分析からも「ササ被度」が高いほど天然更新木が少なくなることが示された。一般的に植栽地においてササが優占するのを防ぐために地がき・地拵えや定期的な下草刈りが行われ、それらを行うため

に風倒木の搬出作業が実施されているという背景がある。道内の 2004 年風倒被害地をモニタリング調査した複数の研究において、風倒後にササが繁茂する現象が報告されており（林野庁 2007 ; Hino et al. 2009 ; 永谷ほか 2019), 風倒木を残した林分でも可能なササの対策を検討する必要がある。写真 5-3, 5-4 は本研究で調査地とした風倒被害地と隣接する無被害のトドマツ人工林の林床である。風倒被害以前は林床にササはほとんど定着しておらず、風倒被害によって光環境が変化したためにササを含む様々な植物種が移入や拡大をしたことが分かる。特にササは地下茎 (*rhizome*) や走出枝 (*runner*) を伸ばして分布範囲を拡大していく生活史を持っていることから (斎藤ほか 2007), ギャップが形成され好適な光環境になった風倒被害地に向かって周囲の林分からササが進出してきたと推測される。よって倒木残置地でのササ対策として、被害地周辺の下草刈りで対応できるのではないかと考える。野幌のように被害地がもともと常緑の針葉樹人工林であれば刈払機や人も立ち入りやすく、作業も可能であると考えられる。

表 7-2. VIF の算出結果

母樹本数	ササ被度	上部倒木率	地表倒木率	開空度
1.40	2.56	3.40	2.81	1.56

VIF は各説明変数に対して算出される指標で、

10 以上であれば多重共線性の要因になっていることを示唆する。

表 7-3. 回帰分析の結果

	Estimate	Std.Error	z value	p value
(Intercep)	4.06766	0.1248	32.585	< 2e-16 ***
上部倒木率	0.0043	0.0016	2.669	0.0076 **
地表倒木率	-0.011	0.0020	-5.491	3.99E-08 ***
母樹本数	0.011	0.0027	4.072	4.66E-05 ***
ササ被度	-0.0058	0.0014	-4.259	9.206e-05 ***
開空度	0.0094	0.0024	3.852	0.000117 ***

** は P<0.01, *** は P<0.001 を示す



写真 5-3. 風倒被害を受けた野幌針葉樹林の林床



写真 5-3. 風倒被害を受けていない野幌針葉樹林の林床

8. 風倒木が下層植生に与える影響の把握

8-1. 結果と考察

「2018（残置）」と「2018（搬出）」のみのクラスター分析の結果、4つのグループに分かれた（図 8-1）。指標種分析の結果の一部を表 8-2 示す。

赤で示す「2018（残置）」のコドラートはクラスター1 とクラスター4 に多く分類され、青で示す「2018（搬出）」のコドラートはクラスター2 とクラスター3 に多く分類され、「2018（残置）」と「2018（搬出）」で主に分類されたクラスターが異なることから、倒木の有無によって下層植生が影響を受けていることが示された。

指標種分析によって抽出された木本の指標種に注目すると（表 6-1）、クラスター3 を除く全てのクラスターにおいて「陽性樹種」が抽出された。このように攪乱初期に先駆種が出現することを C. Messier et al. (2013) が報告しており、風倒被害によってギャップが生じたことで陽性の植物種が定着したことが推測された。また、「2018（残置）」の割合の高いクラスター1 とクラスター4 においてのみ、トドマツやアサダのような「陰性樹種」が抽出され陽性と陰性の植物種が混交した種組成が成立していることが示され、Oliver et al. (1990) が示した遷移初期によく見られる植生と共通している。光環境調査と倒木率調査の結果より、「2018（残置）」は上部倒木が多いため遷移初期であるが光強度が弱い環境だと示された。このことから「2018（残置）」では上部倒木が存在するために部分的に日陰が発生し、トドマツのような陰性の植物種が生存できる環境が保持されたと考えられた。

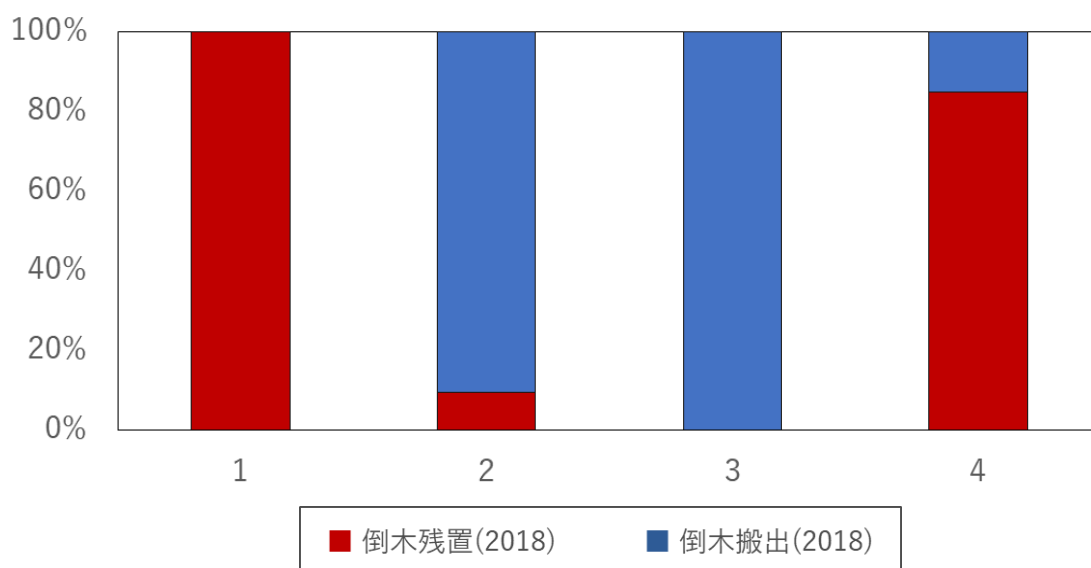


図 8-1. 「2018 (残置)」と「2018 (搬出)」のクラスター分析結果

表 8-1. 「2018 (残置)」と「2018 (搬出)」の指標種分析結果

	クラスター1	クラスター2	クラスター3	クラスター4
樹種	トドマツ (陰性樹種) ハリギリ (陽性樹種)	シラカンバ (陽性樹種) カラムツ (陽性樹種)	木本指標種なし	アサダ (陰性樹種) タラノキ (陽性樹種)

「2004 (残置)」を加えたクラスター分析の結果、3つのグループに分かれた (図 8-2)。

出現樹種の生態的特性とクラスター別の出現頻度を表 8-2 に示す。

クラスター1は主に「2018 (残置)」と「2018 (搬出)」で構成され、2004年被害地の下層植生が2018年被害地と異なることが示された。一般に遷移初期の森林は植物種が多く (Oliver et al. 1990), 攪乱後10~15年の森林は下層植生が乏しくなる特徴があると考えられており (Fujimori 2008), クラスター2と3は種数の少ないコドラートが選ばれたと考えられる。クラスター2における「2004 (残置)」のコドラートは陰性樹種の出現頻度が高いことから (表 6-2), 攪乱初期から遷移が進行し、陰性樹種を主体とする次世代の林冠層が形成され始めていると判断できる。クラスター3における「2004 (残置)」のコドラートは陽性樹種も陰性樹種も出現しており、クラスター2と比較すると遷移の進行が遅い可能性はあるが、後継樹の定着が確認された。また、天然更新の阻害要因の一つとしてササが挙げられるが (保坂ほか 2008), 表 8-3 よりクラスター2と3は半数以上のコドラートにクマイザサあるいはチシマザサが出現しているが、前述のように後継樹が定着している。よって、野幌においては倒木残置を行ってもササによる天然更新阻害は確認されなかった。

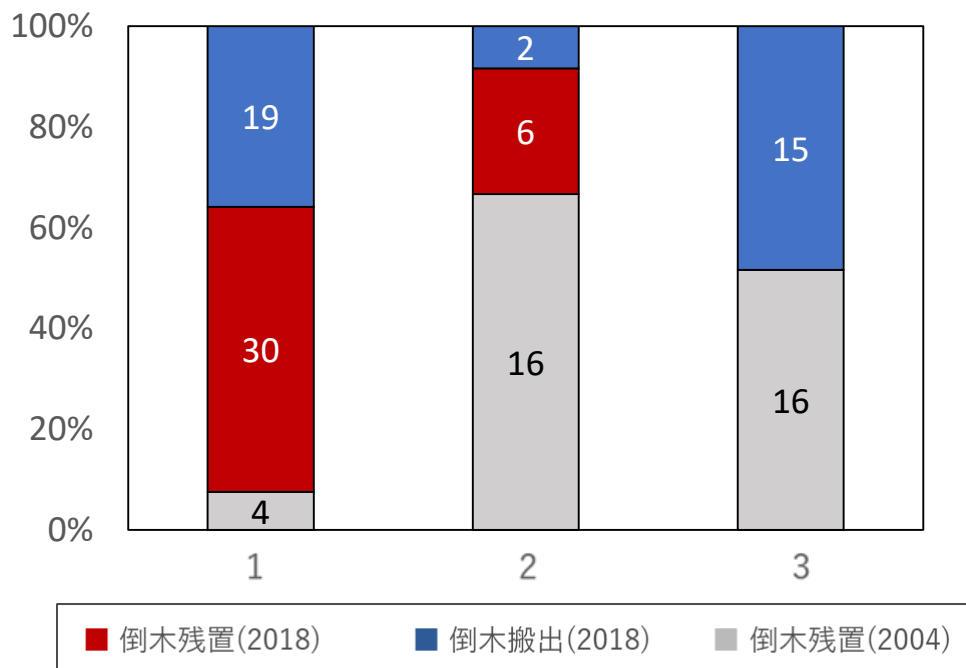


図 8-2. 「2018 (残置)」と「2018 (搬出)」と「2004 (残置)」のクラスター分析結果
 グラフ内の数値はコードラート数を示す.

表 8-2. 生態的特徴別の出現頻度

樹種名	生態的特徴	クラスター1	クラスター2	クラスター3
カラマツ	陽性樹種	9.4%	0.0%	3.3%
シラカンバ	陽性樹種	54.7%	0.0%	16.7%
ニワウルシ	陽性樹種	11.3%	0.0%	0.0%
トドマツ	陰性樹種	47.2%	37.0%	23.3%
シナノキ	陰性樹種	17.0%	11.1%	6.7%
ミズナラ	陰性樹種	9.4%	3.7%	0.0%

表 8-3. クラスター別のササの出現頻度

	クラスター1	クラスター2	クラスター3
ササ出現率	33.0%	58.3%	60.0%

9. 総合考察

9-1. 野幌森林公園における風倒被害地における風倒木の影響

天然更新木の出現本数は「2018（残置）」で最も多く、また同年に被害を受けた「2018（搬出）」よりも稚樹の出現本数が多かったことから、残置した風倒木は前生樹の生存率を向上させ、ギャップ下の陰性樹種が攪乱初期の種間競合や好適な光環境から避難できる場所として機能した可能性が示された。森本ほか（2011）の研究においても、風倒木を残置した林分では種の多様度は低くなりやすいが前生の稚樹が生存しやすいとしている。

ロジスティック回帰分析より、「上部倒木」は天然更新木を増加させるが、「地表倒木」は天然更新を阻害する要因である可能性が示唆され、「地表倒木」は林床において天然更新木と空間的に競合するため負の影響を与えることが考えられた。このように同じ風倒木であっても、その立体的構造によって天然更新に及ぼす影響が異なることが示された。しかし、Nagama et al.（2007）の研究では、腐朽が進んだ切り株は針葉樹にとって良質な天然更新場所になることが示されており、現段階では「地表倒木」は阻害要因であるが、時間の経過により天然更新における役割が変化することが考えられる。

下層植生調査より「上部倒木」が下層植生に与える影響が示され、トドマツやシナノキ（*T. japonica*）などの遷移後期種の出現頻度が高くなることが示唆された。また、「2018（残置）」と「2018（搬出）」の多くは陽性と陰性の植物種が混交する種組成で、種の多様度が高くなった。しかし外来種であるニワウルシ（*Ailanthus altissima*）やハリエンジュ（*Robinia pseudoacacia* L.）のような外来種も定着しており、野幌森林公園の植生保全の観点からは種の多様性のみでの評価は避けるべきだと考える。特に「2018（搬出）」では9か所の全てのプロットにおいて外来種のオオアワダチソウ（*Solidago gigantea* Aiton *subsp. Serotina*）の定着を確認した。上部倒木が搬出され樹冠層も欠いている林分では光環境良いため、オオアワダチソウなど繁殖力高い陽性草本種の優占が予測され、将来的に稚樹と競合する可能性は高いと考えられる。一方で「2018（残置）」ではオオアワダチ

ソウなどの外来草本種の被度は地表倒木に阻まれているためか低くなった。そのため、残置した倒木が腐朽するまでに現在の実生と稚樹が生育を続けられれば、高茎草本による被圧を受けずに次世代の樹冠層が形成することが可能だと思われる。

9-2. 野幌森林公園における風倒被害地の管理

2004年に発生した台風によって野幌森林公園は大規模な風倒被害を受けた。一般に国有林では風倒木が残置されることは少なく、当時の野幌森林公園においても病虫害の懸念や、被害が公園内の散策路周辺に多かったこともあり、2004年の被害地のほとんどは風倒木の搬出の後、地がき（地拵え）と植栽が実施された。そのため、本研究で調査地とした「2004（残置）」は、2004年の風倒被害地の中で数少ない風倒木を残置した林小班である。「2004（残置）」の一部の林分は被害後から継続的にモニタリング調査が行われており、被害後から徐々にササが侵入し高密度化していく中で、前生樹の消失や天然更新不良が懸念されていた（林野庁 2007）。しかし、本研究の調査において、前生の稚樹は懸念されていた高密度のササを突破し低木層を形成し始めていることを確認した。北海道の天然更新完了基準（北海道 2012）より、「2004（残置）」の環境下では天然更新木は3000本/ha必要とされ、「2004（残置）」の9プロットでの天然更新木の平均は3400本/ha（±2500本/ha）と基準を上回っており、今後の森林再生において十分な後継樹が生育していると言える。よって、「2004（残置）」は被害強度の高い林分であったが森林は順調に回復していることが分かった。

阿部ほか（2006）の研究より、北海道において大型台風は平均間隔で50年に一度発生すると予測されており、Fujimori（1995）の研究では、人工林において台風による被害率は植栽後20年まで低いその後増加し、植栽後50年から60年ごろにピークを迎えると述べられている。よって、北海道の森林においては風倒被害後に植栽を行った場合、被害が発生する可能性の高い50年前後に次の大型台風に襲われる可能性がある。また Hino et al.（2009）は北海道内の森林において、植栽の頻度が高くなるとシン普森指数で表す下層植生の種の豊かさが減少することを報告している。また皆伐更新した人工林では、光環境が一様に向上するため陽性の植物種が優占し（C. Messier et al. 2013）、陰性の植物種は少なくなるなど種の出現に偏りが生じる（Fujimori 2002）。このような先行研究が

示すように、大型台風による被害のたびに地がき（地拵え）や植栽を行うことは、地域の生物多様性の保全を目的とする野幌森林公園においては適していないと考える。

人為的な管理を行わない場合の懸念点の一つはササの繁茂だと思われる。一般にササの繁茂は天然更新を妨げる要因とされ（松田ほか 1985；石橋 1998；保坂ほか 2008）、森林再生で扱われる地がき・地拵えはササの勢いを抑える手法として有効である。しかし、風倒被害地の中には地がき・地拵えが不要な場合もあるように思われる。野幌のトドマツ人工林の林床は植被率が低く、ササの出現も僅かである林分も多い。林野庁（2017）が行った野幌森林公園の2004年被害地調査より、風倒被害地は被害後にササが周辺の林分から侵入してきたことが報告されている。野幌以外の道内の森林においても風倒被害後にササが増加したことが報告されており（Hino et al. 2009；永谷ほか 2019）、ギャップが消失し光環境が向上したことが要因だと推測されている。このように風倒被害地においてササの侵入とその後の繁茂はよく生じる現象だと考えられる。よって、もともとの林分にササが少ない場合は、被害地周辺のササを定期的に刈ることで対策が可能であると考ええる。

また、風倒木の搬出や地がき（地拵え）は、林内の光環境を向上させることで新規の実生の定着を促進させる手法として有効とされる。しかし、実際には実生のみならず、陽性の草本の侵入も増加する。特に野幌森林公園は好適な光環境を好むオオアワダチソウやオオハンゴンソウ（*Rudbeckia laciniata* L.）のような外来種の草本が公園全体に分布しており、これらの種は野幌森林公園において風倒で生じたであろうギャップ下においてよく群生する（五十嵐, 2021）。本研究の「2004（残置）」や「2018（残置）」のように、次世代の後継樹が生育している状況では外来種を侵入させるリスクを取る必要性は低いと考える。

また台風時に風で樹木が折れることを「折損被害」というが（陶山 1993）、折損被害ではしばしば風倒木だけではなく「立枯れ木」も発生する（写真 9-1）。このような立枯れ

木は森林内のキツツキ類などの鳥類の採餌の場としての利用価値が高いなど研究が行われているが（道総研 2014），風倒木の搬出とともに取り除かれるため野幌森林公園においては「倒木残置地にのみ確認された．このように被害地における人為的な処理を最小限にした場合，生物多様性の保全の観点からは上記のような利点がある．

以上より，野幌森林公園における針葉樹の風倒被害地では，植栽以外にも天然更新による森林再生も検討できると考える．また，2004 年の森林再生では林小班ごとに管理を行っていたが，同林小班であっても場所によって林分や下層植生はそれぞれ特徴が異なり，被害強度や生じたギャップサイズの影響を受けているように思われた．よって森林再生の方針も林小班ごとに画一的に決定するのではなく，ギャップごとに適した施行を行っていくべきであると考えます．

開発が進んだ札幌市近郊において，野幌森林公園規模の森林は僅かである．そのためこの地域の動植物や昆虫にとって，野幌森林公園の森林は生息地として重要性が高い．よって風倒木そのものだけでなく風倒被害地をあえて残すことは森林の生物多様性が向上するため価値があると考えます．



写真 9-1. 風倒被害地の立枯れ木

10. Abstract

A number of recent studies have investigated the significance of preserving fallen trees that was created by windthrow damage as legacies. Many studies pointed out that remained mound has important role to natural regeneration. The spatial structure that was created by fallen trees can be divided two types such as “separate from ground” (upper fallen trees) and “lay on ground” (ground-level fallen trees). This study aims to evaluate the effects of "upper fallen trees" and "ground-level fallen trees" on natural regeneration and understory vegetation. However, the effect of spatial structure that was created by remaining fallen trees has not been focused before.

This study was conducted in areas affected by windthrow damage in 2004 and 2018 at Nopporo Forest Park in Hokkaido. The remaining fallen trees and environmental factors related to natural regeneration were surveyed.

The result of the logistic regression analysis showed that "upper fallen trees" increased the number of natural regenerated trees, while "ground-level fallen trees" decreased it.

The vegetation survey suggested that upper fallen trees have an impact on understory vegetation. As a result, it was suggested that "upper fallen trees" could serve as local habitats for shade plants.

These findings suggest that leaving "upper fallen trees" has a positive effect on natural regeneration in wind throw damaged area "upper fallen trees" provide suitable sites for the natural regeneration of shade-tolerant species. In conclusion, leaving fallen trees in the study site leads to higher survival

rates for natural regeneration trees and faster recovery of the mixed conifer-broadleaf forest.

11. 謝辞

本論文は筆者が酪農学園大学大学院酪農学研究科酪農学専攻修士課程に在籍中の研究成果をまとめたものである。同専攻立木靖之准教授には指導教官として本研究の実施の機会を与えていただき、その遂行にあたって終始ご指導頂いた。同専攻金子正美教授並びに松山周平准教授には副査としてご助言を頂くとともに本研究の細部にわたりご指導頂いた。石狩森林管理署の職員の皆様並びに北海道博物館の職員の皆様には国有林並び道有林への立入許可など多くのご協力を頂いた。最後に、生物多様性保全研究室の学生には、フィールドワークから発表まで、論文を作成するにあたり様々なご支援とご協力をして頂いた。ここに記して感謝申し上げます。

12. 引用文献

- Fujimori T (1995) Relationships between stand ages and wind resistances of stand-forest damage by typhoon 7 in 1959 in the tokyo regional forestry office, japan. *Journal of the Japanese Forestry Society* 77, 602-605.
- Fujimori T (2002) 新たな森林管理技術の構築：多様な機能の発揮に向けて. *Japanese Journal of Forest Planning* 36, 99-112. doi: 10.20659/jjfp.36.2_99.
- HARUKI M (1985) A regeneration process on grounds of uprooted trees in the nopporo forest, northern japan : case study of sakhalin fir.)
- Hosaka T, Owari T, and Goto S (2008) 北海道中央部の択伐天然林におけるトドマツ実生, 稚樹, 陽樹の分布と立地環境の関係. *Journal of the Japanese Forest Society* 90, 357-363. doi: 10.4005/jjfs.90.357.
- Iijima H, Shibuya M, and Saito H (2007) Effects of surface and light conditions of fallen logs on the emergence and survival of coniferous seedlings and saplings. *Journal of forest research* 12, 262-269.
- Ishikawa Y and Ito K (1988) The regeneration process in a mixed forest in central hokkaido, japan. *Vegetatio* 79, 75-84. doi: 10.1007/bf00044850.
- Messier C, Puettmann KJ, and Coates KD (2013) 'Managing forests as complex adaptive systems: Building resilience to the challenge of global change.' (Routledge)
- Nakagawa M, Kurahashi A, and Hogetsu T (2003) The regeneration characteristics of picea jezoensis and abies sachalinensis on cut stumps in the sub-boreal forests of hokkaido tokyo university forest. *Forest ecology and management* 180, 353-359.
- Peltola H, Kellomäki S, Hassinen A, and Granander M (2000) Mechanical stability of scots pine, norway spruce and birch: An analysis of tree-pulling experiments in finland. *Forest Ecology and Management* 135, 143-153.
- Putz FE and Sharitz RR (1991) Hurricane damage to old-growth forest in congaree swamp national monument, south carolina, usa. *Canadian Journal of Forest Research*

21, 1765-1770.

Ray D and Nicoll BC (1998) The effect of soil water-table depth on root-plate development and stability of sitka spruce. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 71, 169-182.

Roberts MR and Gilliam FS (2003) Response of the herbaceous layer to disturbance in eastern forests. *The herbaceous layer in forests of eastern North America*, 302-320.

Takafumi H and Hiura T (2009) Effects of disturbance history and environmental factors on the diversity and productivity of understory vegetation in a cool-temperate forest in japan. *Forest Ecology and Management* 257, 843-857.

Team. RDC (2022) R (version4.1.3.)

下野嘉子 (2010) R を用いた一般化線形モデル (回帰係数編): カウントデータを例に. *雑草研究* 55, 287-294.

五十嵐詩織 ,立木靖之 (2021) 野幌森林公園のオオハンゴンソウ分布に対する公園利用者と散策路の影響評価.

五十嵐詩織 ,立木靖之 (2022) 2004 年に風倒被害が発生した野幌森林公園の天然更新にササが与える影響)

今博計, 明石信廣, 南野一博, 倉本恵生, and 飯田滋生 (2013) 北海道中央部の広葉樹林に隣接するトドマツ人工林での種子散布 (〈特集〉森林の”境目”の生態的プロセスを探る). *日本生態学会誌* 63, 211-218.

佐藤創, 鳥田宏行, 真坂一彦, 今博計, and 澁谷正人 (2009) 防風林の風倒要因の解析-2004 年台風 18 号による北海道美唄市の例-. *日本森林学会誌* 91, 307-312.

前田禎三 (1988) ブナの更新特性と天然更新技術に関する研究. 宇都宮大学農学部学術報告特輯, p1-79.

北海道 (2012) 天然更新完了基準 (解説編) .)

北海道 (2018) 風倒木被害のリスクを軽減する森林づくり.)

北畠琢郎, 後藤晋, 高橋康夫, 笠原久臣, and 犬飼雅子 (2003) 冷温帯針広混交林における択伐施業がトドマツの個体群動態に及ぼす影響. 日本林學會誌 85, 252-258.

土居秀幸, 岡村寛 (2011) 生物群集解析のための類似度とその応用: R を使った類似度の算出, グラフ化, 検定. 日本生態学会誌 61, 3-20.

小鹿勝利, 和孝雄 (1998) 都市林における森林施業の現状と課題: 北海道・野幌森林公園の事例. 森林計画学会誌 30, 41-49.

山寄孝一, 谷村亮 (2018) 多様な森林づくりのための天然更新技術について
~これまでの技術開発成果から~.)

山本嘉人, 八木隆徳, 斎藤吉満, 桐田博充 (1998) 放牧によるススキ型草地の植生遷移に伴う群落の種多様度指数 h' の変化. 日本草地学会誌 44, 122-126.

川端一光, 岩間徳兼, 鈴木雅之 (2018) 'R による多変量解析入門 データ分析の実践と理論.' (株式会社 オーム社)

斎藤新一郎 (2022) 北海道樹木図譜.)

春木雅寛 (1985) 野幌トドマツ林の根返り跡更新. 北海道大學農學部 演習林研究報告 42, 809-835.

松井善喜 (1967) 野幌試験林における各種人工林の調査成績-後. 林業試験場研究報告, 1-233, 図 236p.

松田彊, 滝川貞夫 (1985) ササ地の天然更新補助作業に関する実証的研究. 北海道大學農學部 演習林研究報告 42, 909-940.

林業試験場 地 (2014) 森林における立枯れ木の管理.)

林野庁 (2017) 平成 28 年度野幌自然環境モニタリング調査報告書.)

- 林野庁，野幌森林再生検討会（2005）野幌森林再生検討会報告書（平成17年）。
- 森本未星，森谷佳晃，森本淳子，and 中村太士（2011）大規模風倒跡地における風倒木残置と伝統的施業が森林更新初期3年間の遷移に与える影響（会員研究発表論文）．日本森林学会北海道支部論文集 59，17-20.
- 森本淳子，梶原一光，and 志田祐一郎（2014）倒木残置した人工林風倒地における林冠の有無が微細地形の物理環境と植物の定着に与える影響．日本緑化工学会誌 40，124-129.
- 森本淳子，高野宏平，中川孝介，饗庭正寛，吉村暢彦，小黑芳生，古川泰人，三島啓雄，小川健太，and 伊東瑠衣 人工林の風倒リスク推定に基づく森林計画— 現在気候下での風倒モデリング—. 2019 pp. 697.（日本森林学会）
- 森谷佳晃，森本未星，森本淳子，and 中村太士（2012）風倒後の処理とエゾシカの採食およびそれに起因する植生への影響．日本森林学会誌 94，10-16.
- 永谷工，高田純子，持田大，大野祥子，板羽貴史，富士田裕子，and 小林春毅（2019）北海道大学植物園の林床におけるササ資源量の台風被害後の変化と管理作業の影響．北大植物園研究紀要 17，49-59.
- 渡邊仁志，横井秀一，and 井川原弘一（2011）下層植生が衰退したヒノキ人工林における間伐後5年間の下層植生の種組成と植被率の変化.
- 田中祐一（1934）邦領樺太北部幌登山に於けるエゾマツ，トドマツ—齊林の成立に関する考察．九州帝国大学農学部演習林報告 6，1-106.
- 石橋聰（1998）北方系針広混交林における天然更新と地況・林況要因との関係．日本林學會誌 80，74-79.
- 福永寛之，増谷利博，今田盛生（1993）風倒木被害発生と立地及び林分立体的構造との関係解析.
- 竹中明夫（2009）全天写真解析プログラム canopon 2. <http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/>
- 藤森隆郎 森林の発達段階と生物多様性に着目した森林管理. 2008 pp. 1-1.（日本森林学

会)

阿部友幸, 菅野正人, 対馬俊之 (2006) 台風 18 号 (2004) により北海道の森林が受けた被害 (風倒害): 被害把握と要因解析 (2004 年台風 18 号による森林被害とその後の復旧, 春季行事報告). 日本森林学会北海道支部論文集 54, 151-155.

陶山正憲 (1993) 台風による樹木の風倒・折損機構. 水利科学 37, 25-53.

飛田博順, 宇都木玄, 北村兼三, 上村章, 北尾光俊, 北岡哲, 飯田滋生, 丸山温 (2009a) 台風攪乱を受けた落葉広葉樹林におけるササの反応と根返り木の生残率 (会員研究発表論文). 日本森林学会北海道支部論文集 57, 77-79.

飛田博順, 宇都木玄, 北村兼三, 上村章, 北岡哲, 飯田滋生, 丸山温章, 北尾光俊 (2009b) 台風攪乱を受けた落葉広葉樹林におけるササの反応と根返り木の生残率. (Ed. 森林総合研究所北海道支所). (日本林学会北海道支部論文集)

鷹尾元 (2006) 2004 年台風 18 号が森林に遺した爪痕を空から探し求める (2004 年台風 18 号による森林被害とその後の復旧, 春季行事報告). 日本森林学会北海道支部論文集 54, 149-150.

齋藤智之 清和研二 (2007) クローナル植物の生理的統合: チマキザサの資源獲得戦略 (< 特集 2> クローナル植物の適応戦略). 日本生態学会誌 57, 229-237.