

NiN 3 Systemdokumentasjon 5
(NiN3SD5)

Dokumentasjon for beskrivelse av suksesjoner

(Innspillsversjon 21. juni 2026)

Rune Halvorsen

Sammendrag

Dette dokumentet inneholder en fullstendig dokumentasjon av teori, begreper og variabler som benyttes til å beskrive natur i endring – suksesjoner – i NiN (Natur i Norge) versjon 3. Dokumentet har som hovedformål å klargjøre begrepene og vise med eksempler hvordan variablene skal forstås og brukes i praksis.

Gradientanalyseperspektivet er ryggraden i det teoretiske grunnlaget for å beskrive naturvariasjon i NiN. Variasjon i naturen forstås som et resultat av samspill mellom miljøgradienter og artenes respons på disse. En suksesjon er en mer eller mindre lovmessig endring i artssammensetning over tid, og inntreffer når naturen utsettes for en påvirkning som endrer miljøforholdene. Da oppstår en utdøingsgjeld (forventning om at noen arter skal forsvinne eller avta i mengde) og en immigrasjonskreditt (forventning om at noen arter skal vandre inn eller øke i mengde). En suksesjon innebærer innfrielse av endringsgjeld, summen av utdøingsgjeld og immigrasjonskreditt.

En konseptuell modell (Fig. 1) viser hvordan suksesjoner beskrives i NiN. Hver suksesjon foregår innenfor ei ramme som er gitt av et førsuksesjonsstadium, et initialstadium og et ettersuksesjonsstadium. Disse stadiene beskrives med natursystemtypesystemet. I tillegg trengs inntil tre variabler for å beskrive et sted som gjennomgår suksesjon: påvirkningen, suksesjonslengden (total endringsgjeld) og suksesjonsstadiet (uinnløst endringsgjeld på et gitt tidspunkt). Suksesjonslengden (AD-TE) er en teoretisk egenskap ved en suksesjon, som adresserer forventet framtidig utvikling.

Suksesjoner deles inn i seks kategorier (Fig. 4) på grunnlag av (1) om de drives av påvirkning på marka eller bortfall av et tresjikt; (2) om påvirkningen er naturgitt eller menneskebettinget; og (3) om påvirkningen utløser langtidssuksesjoner (fra én natursystemhovedtype til en annen) eller korttidssuksesjoner (innenfor en og samme hovedtype). Stadier i naturgitte langtidssuksesjoner på fastmark beskrives som grunntyper innenfor NATG01 Nakne løsmasser, definert som kombinasjoner av LM-LT Løsmassetype og klasser av AD-ØD Økologisk differensiering. Suksesjoner som drives av bortfall av tresjikt, som alltid er korttidssuksesjoner, beskrives ved å kombinere en korttidsmiljøvariabel for påvirkningen med variabelen AD-ST Suksesjon på tresatt mark. Alle andre kategorier av suksesjoner beskrives ved å kombinere en enkel lokal miljøvariabel eller korttidsmiljøvariabel for påvirkningen med en variabel (AD-IE eller AD-IK) som angir suksesjonsstadium, uttrykt som uinnløst endringsgjeld (andel av total endringsgjeld).

Alle variabler som brukes til å beskrive suksesjoner i terrestre systemer blir beskrevet, med forklaringer til trinn- eller klasseinndelingene. For hver kategori av påvirkning som utløser langtidssuksesjon, er suksesjonslengden anslått (Tabell 4 og 5).

Et fåtall kategorier av påvirkninger er årsak til de aller fleste pågående suksesjonsforløp. Generelle karakteristikk av suksesjonstrinn som er sammenfattet i tabeller og utdypet med typiske eksempler, er gitt for åtte slike «standardsuksesjonsforløp»: Naturgitt langtidssuksesjon (1) i breforlandet og (2) på hevet rullesteinstrand; menneskebettinget, sekundær langtidssuksesjon på fastmark (3) etter opphør av slått og beite på semi-naturlig eng og (4) etter opphør av tradisjonell skjøtsel av kystlynghei; menneskebettinget, primær langtidssuksesjon på (5) løs og (6) hard sterkt endret fastmark; og menneskebettinget (7) lang- og korttidssuksesjon etter grøfting av myr og (8) langtidssuksesjon etter torvtekt.

NiN 3 inneholder også begreper og prinsipper for å beskrive suksesjoner etter reversert menneskepåvirkning, for eksempel i naturrestaureringsprosjekter. Slike

suksesjoner er utfordrende å beskrive, dels fordi det er vanskelig å gi en presis beskrivelse av forventet endepunkt for suksesjonen, dels fordi slike suksesjoner ikke følger standard forløp.

Variabelen som beskriver suksesjoner etter bestandsavgang i NiN 3.0 (AD-ST Suksesjon på tresatt mark) blir drøftet. Tre svakheter ved denne variabelen blir identifisert og en ny, revidert variabel – AD-SX Suksesjon på tresatt mark (ny) – blir foreslått. AD-SX omfatter også trinnene 0, a–f og y, men trinnene e, f og y er omdefinert i forhold til AD-ST. Det nye trinn e omfatter aldrende skogbestander, f-trinnet omfatter «biologisk gammel skog» og y-trinnet reserveres for skogsmark med likevekt i populasjonene av både døde og levende trær.

Innhold

Sammendrag	2
Innhold	4
1 Innledning	6
2 Definisjoner, teoretisk bakgrunn og overblikk over variabler	9
2.1 Definisjoner	9
2.1.1 Påvirkninger som utløser suksesjon	9
2.1.2 Suksesjon	10
2.2 Rammeverk for å beskrive suksesjoner i NiN 3	11
2.2.1 Suksesjonsmodellen	11
2.2.2 Tallfesting av artssammensetningsvariasjon	14
2.2.3 Bruken av økologisk avstandsberegning til å karakterisere suksesjoner	17
2.3 Overblikk over variabler som beskriver suksesjoner	17
3 Beskrivelse av variabler for suksesjoner drevet av påvirkning av marka	21
3.1 Naturgitt langtidssuksesjon	22
3.2 Variabler som beskriver andre suksesjoner utløst av påvirkning av marka	23
3.2.1 Påvirkninger som utløser naturgitt korttidssuksesjon	23
3.2.2 Kategorier av menneskepåvirkning	24
3.2.3 Kategorier av reversert menneskepåvirkning	25
3.2.4 Variabler som beskriver artssammensetningsdynamikk i suksesjoner drevet av påvirkning av marka	27
4 Utfyllende beskrivelser av utvalgte suksesjonsforløp med eksempler	30
4.1 Naturgitt langtidssuksesjon	30
4.2 Menneskebettinget langtidssuksesjon på fastmark	33
4.2.1 Sekundær suksesjon fra åpen til tresatt mark	33
4.2.2 Gjengroingsuksesjon på semi-naturlig eng	34
4.2.3 Gjengroingsuksesjon i kystlynghei	39
4.2.4 Primær suksesjon på sterkt endret fastmark	41
4.3 Menneskebettinget suksesjon på våtmark	44
4.3.1 Suksesjon etter grøfting av myr	44
4.3.2 Suksesjon etter torvtekt i myr	54
4.3.3 Gjengroingsuksesjon på slåttemyr	57
4.4 Reversert menneskepåvirkning	59
5 Beskrivelse av variabler for suksesjoner utløst av bortfall av tresjikt	62
5.1 Naturgitte påvirkninger som medfører bestandsavgang	62

5.2 Hogstformer	62
5.3 Suksesjon på tresatt mark	62
5.3.1 Variabelen AD-ST Suksesjon på tresatt mark.....	62
5.3.2 Framlegg til en ny variabel, AD-SX Suksesjon på tresatt mark (ny), for å beskrive suksesjoner utløst av bortfall av tresjikt.....	66
Takk	72
Referanser	73
Vedlegg 1. Tabeller som viser sammenhenger mellom treslag, alder, bonitet og hogstklasse	80

1 Innledning

Naturen er i stadig endring, i våre dager først og fremst på grunn av menneskepåvirkning, men også på grunn av langsomme, naturlige endringer. Artssammensetningen endrer seg som respons på endringer i miljøforholdene, ofte med en tidsforskjøvet respons. Begrepet *suksesjon* adresserer endringer i artssammensetning som følge av en ytre påvirkning som endrer miljøforholdene. Dette dokumentet inneholder definisjoner av, og forklaring til begreper som er helt sentrale for å beskrive natur i endring ved hjelp av variabler og typesystemer i NiN 3.

Ved slutten av siste istid var nesten hele Norge dekket av is, og havnivået var langt høyere enn nå. Da isen trakk seg tilbake, blottla den enorme sedimentmasser og store områder med nakent berg. Alle økosystemer vi finner på det norske fastlandet i dag, inkludert alle ferskvannsføremster, er resultatet av prosesser som har vært i aksjon etter avslutningen av siste istid, det vil si i løpet av de siste ca. 11 700 årene (Nesje 2009, Paus 2023). Finkornete, stabile sedimenter ble raskt kolonisert, mens vindeksponert og forstyrrelsesutsatt nakent berg fortsatt kan mangle permanente samfunn av arter. Mellom disse ekstremene finner vi store arealer i fjellet og på utsatte steder der koloniseringen av det opprinnelige substratet fortsatt pågår.

Nytt substrat legges stadig åpent for kolonisering. Helt siden slutten av siste istid har nytt land steget av havet (Ramberg et al. 2013, Vorren et al. 2013). Landhevingen skyldes at innlandsisen, som var opptil 3 km tjukk, presset jordskorpa ned i mantelen. Da isen smeltet, avtok trykket og landet begynte å stige igjen. Størst landheving finner er innlandsisen var tykkest, det vil for Norges del si i Trysil, nær svenskegrensa i Hedmark. Fortsatt har ikke landmassene i Fennoskandia funnet tilbake til sin «naturlige» vertikale plassering. Landhevingen pågår derfor fortsatt. Den er ca. 7 mm per år i Trysil, 5 mm i Oslo og nær null på sørlands- og vestlandskysten (Vestøl et al. 2019). Beregninger indikerer at landhevingen vil fortsette i ca. 10 000 år til, men med avtakende hastighet. Landhevingen motvirkes imidlertid av havnivåstigning som er forårsaket av menneskeskapte klimaendringer. Havnivået stiger når de store ismassene nær polene og på Grønland smelter (Ramberg et al. 2013). Dagens endringshastighet på grunn av havnivåstigning er ca. 1,8 mm per år. Fordi store deler av kysten hadde tynt isdekke under siste istid, er havnivåstigningen nå mange steder større enn landhevingen. Kartverket har beregnet at 1 cm netto endring i havnivået innebærer ca. 5 km² endring i landarealet. Om hele landet ses under ett, er endringene i Norges landareal små. I Østlandsområdet, der landet stiger av hav med ca. 35 cm per 100 år, er fortsatt landhevingen en viktig kilde til nytt land som legges åpent for kolonisering.

Etter siste istid har Norge sannsynligvis aldri vært helt fritt for isbreer, men innlandsisens utstrekning har vekslet i takt med klimaendringene (Nesje 2009). Omkring år 1750, ved avslutningen av «Den lille istid» (ca. 1500–1750) hadde breene den største arealutstrekningen gjennom de siste 5000–6000 år. Deretter har breene smeltet tilbake. Hastigheten på breenes tilbaketrekning og blottleggingen av nytt land har økt de siste femti årene på grunn av menneskeskapte klimaendringer (Andreassen 2022). På grunnlag av brekartleggingen i 2018–19, ble arealet av breer på Fastlands-Norge estimert til 2328 km², en nedgang på 13,5 % fra 2692 km² som var resultatet av kartleggingen i perioden 1999–2006 (Andreassen 2022). Ved siste brekartlegging utgjør brearealet 0,71 % av fastlandsarealet på 323 777 km². På grunnlag av kartmateriale og feltobservasjoner, for det meste fra perioden 1930–60, estimerte Liestøl (1962) det norske brearealet til ca. 3900 km². Det finner ingen samlet beregning av hvor stor del av Norge som var dekket av breer og

fonner ved slutten av siste istid, men Baumann et al. (2009) anslår arealtapet fra slutten av Den lille isitid fram til 2003 til 35 % på grunnlag av undersøkelser av over 200 breer i Jotunheimen. Legger vi dette tallet og resultatet av kartleggingen 1999–2006 til grunn, får vi et estimat for største breutstrekning på ca. 4150 km² eller 1,28 % av landarealet. Betydelige arealer har altså blitt lagt åpent for suksesjon etter 1750, og nytt areal kommer stadig til. Suksesjonene på blottlagt sedimentbunn er grundig beskrevet i mange arbeider (Fægri 1934, Elven 1978, Matthews 1979, Rydgren et al. 2014).

I tillegg til landheving og breenes tilbaketrekking, blottlegges også små arealer på grunn av andre naturlige prosesser, som for eksempel jordskred, leirskred og store flomhendelser (se f.eks. Ramberg et al. 2013). Slike arealer gjennomgår suksesjoner etter samme mønster som de mer omfattende geomorfologiske prosessene som er omtalt ovenfor (Edvardsen et al. 2024).

Menneskers skiftende bruk av naturen er den viktigste årsaken til at store deler av det norske landarealet nå er i endring. Den arealmessig viktigste årsaken til suksesjoner, er hogstpåvirkning. Nesten hele det norske skogarealet, som utgjør ca. 38 % av landarealet, har vært hogd (Tomter 2019). Anslagsvis 70 % av det produktive skogarealet (som utgjør ca. 27 % av fastlandarealet) har vært snauhogd eller gjenstand for tynning eller annen skogbehandling etter 1940 (Storaunet & Rolstad 2020). Nå gjennomgår denne skogen suksesjoner utløst av endringene i tresjiktet.

Jordbruk har gjennom skiftende tider, men aller mest etter at jordbrukerne ble bofaste i Norge for ca. 4 300 år siden, hatt stor påvirkning på naturen, på svært mange ulike måter (Emanuelsson 2009). Strukturendringer i jordbruket, først og fremst opphør eller reduksjon i bruken av utmark til beite og slått, er den arealmessig nest viktigste årsaken til suksesjoner i den norsk fastmarksnatur (se f.eks. Puschmann et al. 2006, Ekeland 2014). I de siste tiårene har også betydelige innmarksarealer blitt brakklagt (f.eks. Ekstam & Forshed 1997, Fjellstad et al. 2007, Puschmann et al. 2018). Store arealer som ble avskoget for seterdrift og gruvedrift, først og fremst i «seterregionen» (hovedsakelig nordboreal bioklimatisk sone), gror nå igjen som følge av redusert bruk (Bryn et al. 2013). Fra en topp på ca. 50 000 setre i drift omkring 1950 (Reinton 1957), viser tall fra Statistisk sentralbyrå at bare 750 setre fortsatt var i drift i 2023. Utviklingen i jordbrukslandskapet har vært karakterisert som en polariseringsprosess, der driften intensiveres på arealer som fortsatt er i drift, mens marginale marker overlates til gjengroingsuksesjon (Robinson & Sutherland 2002).

Jord- og skogbruk er bare to blant mange årsaker til menneskepåvirkning av naturen som initierer suksesjoner. Av et totalt anslått norsk areal av våtmarkssystemer, hovedsakelig myr, på 13,9 % (Bryn et al. 2018, Edvardsen et al. 2024), er tapet av myr på grunn av grøfting, oppdyrking eller torvtekt estimert til ca. 16 % (ca. 2,2 % av landsarealet; Moen et al. 2017, Bryn et al. 2018). Dette er et forsiktig estimat. Vassdragsreguleringer har medført endringer fra ferskvannsbunn (innsjø- og elvebunn) til fastmark, og omvendt (Skrindo et al. 2022), foruten å være årsak til betydelige endringer i annen fastmarksnatur. Ett eksempel er de mange store steintippene i norske fjell; deponier for stein fra sprenging av overføringstunneler (Rydgren et al. 2011a, 2013). Utbygging av transportinfrastruktur (veger, flyplasser, jernbane etc.), industri- og boligområder m.m. etterlater også betydelige arealer med nakne løsmasser («skrotemark»; Halvorsen et al. 2018) som umiddelbart eller etter bruk overlates til gjengroingsuksesjon.

Liksom resten av verden, kan stor-skalaendringer som følge av menneskeaktivitet nå også spores i Norge. Den viktigste årsaken er menneskeskapte klimaendringer (Anonym

2019), som resulterer i at skog- og tregrensene heves (Bryn & Potthoff 2018), at artenes høydegrensener kryper oppover (Grytnes et al. 2014, Roos et al. 2019) og utbredelsesgrensene flyttes mot nord (Pedersen 2009, Criado et al. 2025) og at permafrosten smelter (Borge et al. 2017, Gisnås et al. 2017). Klimaendringene har avløst langtransporterte luftforurensninger (eutrofiering og forsuring; Kubiková 1991, Eliassen et al. 2002, Aarrestad et al. 2013) som fokus for menneskeskapt miljøendringer.

Akselerende naturødeleggelse har gjort at naturrestaurering har fått stadig økende fokus, både i Norge (f.eks. Hagen & Skrindo 2010) og ellers i verden (f.eks. Perring et al. 2015, Mori & Isbell 2024, Price et al. 2024). Søkelyset på naturrestaurering har dessuten blitt forsterket av at FN erklærte tiåret 2021–30 for «*Decade on ecosystem restoration*» (f.eks. Waltham et al. 2020, Fischer et al. 2021, Osborne et al. 2021). Også naturrestaurering innebærer suksesser, og den nye disiplinen restaureringsøkologi har stort behov for metoder og begreper for å beskrive disse rettete suksesjonene (Brudvig 2011, Rydgren et al. 2019).

Til tross for tallrike årsaker til at naturen i Norge er i endring – suksesser kan være naturlige eller mer eller mindre menneskebetingete; de kan initieres av spotane endringer i miljøet eller opphør av bruk, eller være resultatet av gradvise prosesser som f.eks. kolonisering av nakent mineralsubstrat og gjengroing av semi-naturlige enger – har suksesser så mange grunnleggende fellestrekk at det er mulig å standardisere hvordan de beskrives. Formålet med dette dokumentet er å dokumentere og eksemplifisere det store begrepsapparatet som benyttes til å beskrive suksesser i NiN versjon 3, og det teoretiske grunnlaget det bygger på.

2 Definisjoner, teoretisk bakgrunn og overblikk over variabler

2.1 Definisjoner

2.1.1 Påvirkninger som utløser suksesjon

Suksesjoner oppstår som følge av en ytre påvirkning. Den kan være naturgitt (f.eks. landheving) eller menneskebettinget (f.eks. grøfting av myr eller opphør av slått i ei semi-naturlig eng). Påvirkningen kan føre til plutselig tap av biomasse fordi arter dør, eller til en gradvis endring i artssammensetning som tilpasning til litt endrete livsbetingelser. I begge tilfeller er begrepet forstyrrelse relevant; med **forstyrrelse** (*disturbance*) menes «en ytre påvirkning som fører til tap av biomasse ved ødeleggelse av organismer» (Grime 1979). Påvirkninger som fører til en moderat endring i livsbetingelsene som artssammensetningen gradvis tilpasser seg, innebærer også at noen organismer avtar i mengde og, dermed at individer dør. Slike gradvise endringer faller ikke inn under forstyrrelsesbegrepet, men er eksempler på **miljøstress** (*stress*), det vil si «konstant begrensning av biomasseproduksjonen». Miljøstress forutsetter stabilt ugunstige miljøforhold.

Forstyrrelser kan skje plutselig eller gradvis, og kan også karakteriseres på grunnlag av andre egenskaper. **Forstyrrelsesintensitet** defineres som «forstyrrelsens omfang; først og fremst vurdert på grunnlag av fire "dimensjoner": romlig utstrekning (spatial extent), grad (severity), frekvens (recurrence) og forutsigbarhet (predictability; variansen til gjennomsnittlig tidsrom mellom påfølgende forstyrrelshendelser)» (Sousa 1984). Forstyrrelser med så høy intensitet at all biomasse fjernes, betegnes **disruptiv forstyrrelse**, det vil si «forstyrrelse med høy nok intensitet (kombinasjon av sterk forstyrrelsesgrad og høy forstyrrelsesfrekvens) til å forhindre etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttete organismer».

I NiN skilles mellom to kategorier av forstyrrelse på grunnlag av en kombinasjon av frekvens og romlig utstrekning. Med **regulerende forstyrrelse** menes «forstyrrelse som ved middels intensitet preger artssammensetningen gjennom relativt hyppige påvirkninger og på en slik måte at hver påvirkning verken forårsaker store endringer i artssammensetningen eller initierer en langvarig suksesjon (med flere års varighet)». Med **destabiliserende forstyrrelse** menes «forstyrrelse som ved middels intensitet preger artssammensetningen gjennom relativt sjeldne påvirkninger og på en slik måte at hver påvirkning forårsaker betydelige endringer i artssammensetningen og initierer en suksesjon som, dersom den fikk pågå uhindret, ville vare over lang tid (mange år)». Med unntak for vedvarende, disruptive forstyrrelser, vil destabiliserende forstyrrelser alltid utløse suksesjon. Typiske regulerende forstyrrelser, som for eksempel gjentatte snøskred som sklir over marka, vil i stedet holde økosystemet (rasmarka eller rasmarksenga) mer eller mindre permanent i et tidlig suksesjonsstadium. Overgangen mellom regulerende og destabiliserende forstyrrelser er imidlertid helt gradvis.

Forstyrrelse med moderat intensitet, både naturgitt og menneskebettinget, påvirker økosystemene ved å øke hastigheten på de demografiske prosessene, dvs. ved å redusere enkeltindividenes livslengde og fremme spredning og etablering av arter ved hyppig blottlegging og kolonisering av flekker med ny mark. En av de mest siterte, men ikke ukontroversielle økologiske teoriene [se Wilkinson (1999) og Fox (2013)], er den såkalte

«intermediære forstyrrelshypotesen» (*intermediate disturbance hypothesis*; Connell 1978, Huston 1979) som har en historie tilbake til 1940-tallet (Eggeling 1947, Watt 1947). Den sier at fin-skala forstyrrelser med moderat intensitet bidrar til å opprettholde et høyt artsmangfold på grov skala uten at artssammensetningen på den grove skalaen endrer seg systematisk over tid. Den intermediære forstyrrelshypotesen passer godt til å beskrive effekten av mikro- eller fin-skala forstyrrelser som f.eks. rotvelter i skog (Schaeztl et al. 1989, Jonsson & Esseen 1990, Økland et al. 2003), dvs. forstyrrelser som utløser suksesjoner på en finere skala enn vi adresserer på natursystem-nivået i NiN.

Forstyrrelser kan deles inn i **naturgitt forstyrrelse**, «forstyrrelse (uforutsett eller forutsigbar) som oppstår som følge av prosesser som ikke utløses av menneskets aktiviteter», og **menneskebettinget forstyrrelse**, «forstyrrelse (uforutsett eller forutsigbar) som utløses av menneskets aktiviteter». Menneskebettinget forstyrrelse finner ofte sted i form av et **inngrep**, det vil si en «kortvarig, målrettet menneskepåvirkning som forårsaker endringssgjeld, det vil si skaper ubalanse mellom artssammensetningen og de rådende miljøforholdene». NiN inneholder mange begreper som beskriver resultatene av menneskebettingete forstyrrelser i større detalj, f.eks. lite, klart og sterkt endret mark, og hevd (se Halvorsen et al. 2023: kapitlene 3.4.3–4).

2.1.2 Suksesjon

Destabiliserende forstyrrelse med stor intensitet, enten den er naturgitt (f.eks. leirskred) eller menneskebettinget (f.eks. gjennomgrøfting av myr), forårsaker ubalanse mellom de nye miljøforholdene og artssammensetningen på økosystem-skala. I ekstreme tilfeller der all biomasse går tapt, legges store områder åpne for nykolonisering. Denne ubalansen mellom de nye miljøforholdene og artssammensetningen (eller mangelen på arter), utløser en **endringssgjeld**, det vil si en «forventet framtidig endring i artssammensetning (summen av utdøingsgjeld og immigrasjonskreditt) som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljøforhold». De to komponentene som til sammen utgjør endringssgjelda, er **utdøingsgjeld** [*extinction debt*; et begrep som først ble brukt av Tilman et al. (1994), men som adresserer et fenomen som har vært anerkjent lenge], «forventet framtidig lokal utdøing av arter som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljøforhold», og **immigrasjonskreditt** [*immigration credit*; et begrep først brukt av Jackson & Sax (2010)], «forventet framtidig tilførsel av arter som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljøforhold». Begrepet **suksesjon**, det vil si «en mer eller mindre lovmessig endring i artssammensetning over tid ved at en endringssgjeld innfris», brukes om artssammensetningsdynamikken som finner sted når endringssgjelda innfris.

Suksesjonsbetingelsene avhenger av substratets egenskaper. Det er hensiktsmessig å skille mellom **primær suksesjon**, «suksesjon på uorganisk (minerogent) substrat», og **sekundær suksesjon**, «suksesjon på mer eller mindre organisk substrat». Dessuten kan suksesjoner deles inn i **autogen suksesjon**, «suksesjon drevet av endringer i miljøforholdene på stedet», og **allogen suksesjon**, «suksesjon drevet av endringer i ytre miljøforhold, det vil si miljøegenskaper som har sitt opphav utenfor det aktuelle stedet».

Utgangspunktet for enhver suksesjon er et **førsuksesjonsstadium**, «et økosystem med dets egenskaper før en påvirkning som utløser en suksesjon har funnet sted». Suksesjonen starter med **initialstadiet**, «et økosystem med dets egenskaper umiddelbart etter at

*en påvirkning som utløser en suksesjon har funnet sted». Artssammensetningsdynamikk under suksesjonsforløpet avhenger av en rekke forhold. Langt de fleste suksesjoner er forutsigbare i større eller mindre grad, det vil si at de har en retning mot et **ettersuksesjonsstadium**, «et økosystem med dets egenskaper ved avslutningen av en suksesjon, det vil si når det ikke lenger finner sted en systematisk ("rettet") endring i artssammensetningen som følge av påvirkningen som utløste suksesjonen (endringsgjelda er innfridd)». I løpet av **suksesjonstida**, «varigheten av et suksesjonsforløp fra initialstadium til ettersuksesjonsstadium», innfris endringsgjelda gradvis. Ethvert suksesjonsstadium kan derfor beskrives ved å sammenlikne **uinnløst endringsgjeld**, det vil si «gjenstående endringsgjeld på et gitt tidspunkt» (eller, alternativt, innløst endringsgjeld, representert med suksesjonsstadiet på observasjonstidspunktet) med **total endringsgjeld**, «endringsgjelda ved en suksesjons initialstadium».*

Endrete miljøforhold skaper umiddelbart en endringsgjeld. Endringsgjelda innløses i løpet av kortere eller lengre tid. Suksesjonstida bestemmes av substratets koloniserbarhet og tilgangen på spredningsenheter fra arter som kan etablere seg under de rådende (nye) miljøforholdene. På grunnlag av suksesjonstid kan suksesjoner deles inn i kortvarig suksesjon eller **korttidssuksesjon** (rask suksesjon i tidligere NiN-versjoner), «suksesjon som forventes å nå ettersuksesjonstilstanden i løpet av 6–100(–200) år i fastmarks- og våtmarkssystemer og 2–25 år i limniske og marine systemer» og langvarig suksesjon eller **langtidssuksesjon** (langsom suksesjon i tidligere NiN-versjoner), «suksesjon som forventes ikke å nå ettersuksesjonstilstanden i løpet av (75–)100(–200) år i fastmarks- og våtmarkssystemer og (20–)25 år i limniske og marine systemer». Et sentralt begrep i denne sammenhengen er **mellomsuksesjonsstadium**, dvs. «langvarig suksesjonsstadium som tilfredsstillter kriteriene for overgang til en annen hovedtype». Med **langvarig suksesjonsstadium** menes «suksesjonstrinn som er stabilt over relativt lang tid [typisk lengre enn (75–)100(–200) år i landsystemer og (20–)25 år i vannsystemer]».

Noen ganger stopper suksesjoner mer eller mindre fullstendig opp («fryses») før ettersuksesjonsstadiet er nådd. Dette fenomenet betegnes **frosset suksesjon**, det vil si «suksesjon som stopper opp på et tidlig stadium på grunn av bakgrunnsmiljøstress eller -forstyrrelse og ikke forventes å nå det forventete ettersuksesjonsstadiet i løpet av over (500–)1000 år». Eksempler på frosset suksesjon er nakne bergflater som oppstår etter fjellskred og grovblokket ur som oppstår etter massiv frostsprengning, og som i områder med lave temperaturer, sterk helning, vannspyling e.l. ikke koloniseres eller der utviklingen stanser når en mosedominert vegetasjon er etablert. Frosset suksesjon er et spesialtilfelle av et langvarig suksesjonsstadium; en suksesjon som stanser i mellomsuksesjonsstadiet.

2.2 Rammeverk for å beskrive suksesjoner i NiN 3

2.2.1 Suksesjonsmodellen

Til tross for det store mangfoldet av suksesjonsforløp i naturen, har alle suksesjoner noen grunnleggende fellestrekk. Modellen som ligger til grunn for å beskrive natur som gjennomgår suksesjon i NiN 3, er vist i Fig. 1. Fra tre til fem variabler er nødvendig for å beskrive et sted som gjennomgår suksesjon. Uavhengig av hvilket førsuksesjonsstadium som

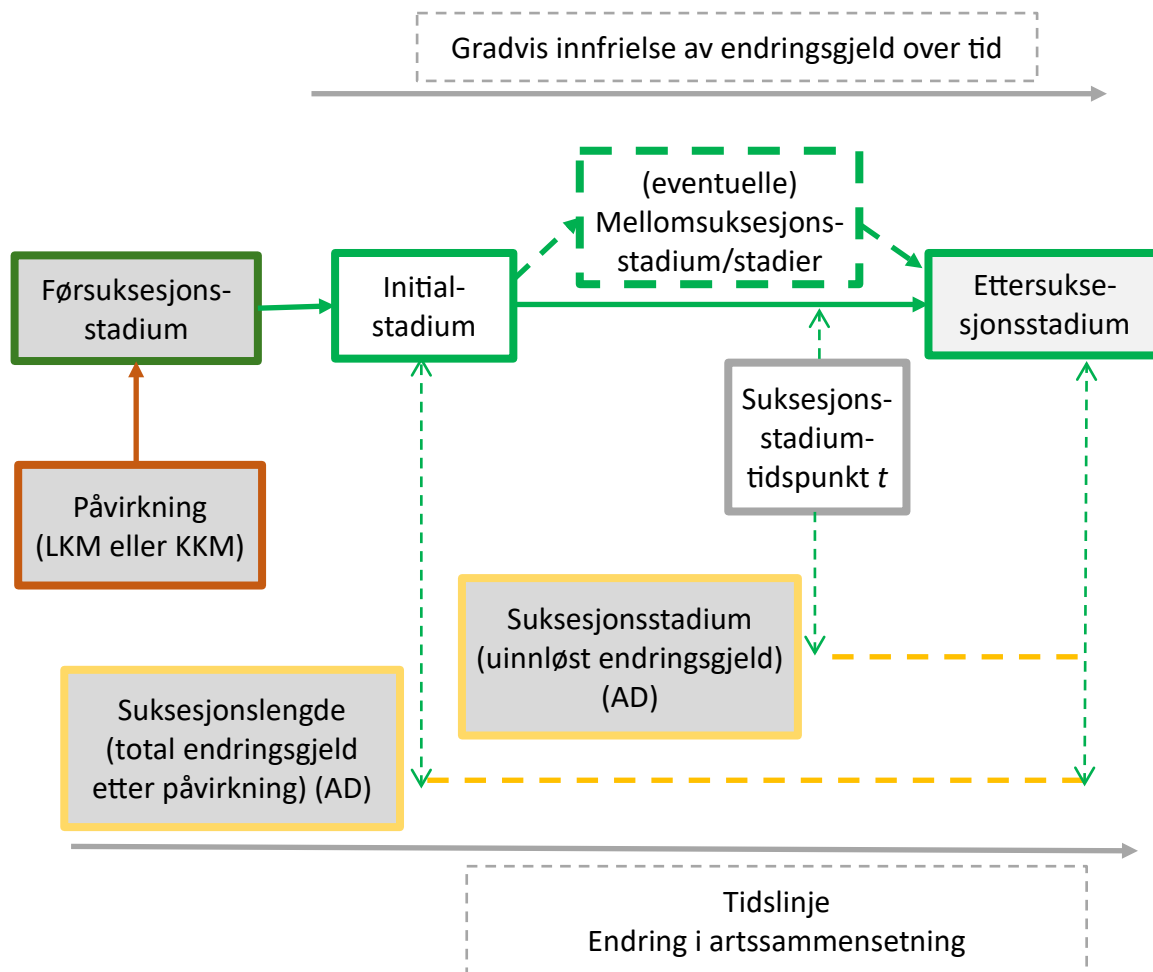


Fig. 1. Modell for å beskrive suksjesjoner i NiN 3 (basert på Halvorsen et al. 2023: Fig. 25). Øverst (grønn ramme): Natursystem-(hoved)typer som setter rammen for suksjesjonen. Avhengig av hvor sterk påvirkningen er, kan hele suksjesjonsforløpet finne sted innenfor en og samme natursystem-hovedtype eller føre til overganger mellom hovedtyper. Hovedtype-overganger kan finne sted straks etter påvirkningen (når førsuksjesjonsstadiet blir initialstadium for en suksjesjon), når suksjesjonen går inn i ettersuksjesjonsstadiet, eller ved overganger til, mellom eller fra langvarige mellom-suksjesjonsstadier. Nederst viser figuren de tre variabelkategoriene som i prinsippet er nødvendig for å beskrive et suksjesjonsforløp. Én miljøvariabel angir påvirkningen og to variabler uttrykker artssammensetningsdynamikk: suksjesjonslengde (total endringsgjeld i initialstadiet) og suksjesjonsstadium på et gitt tidspunkt (uinnløst endringsgjeld). Typer og variabler som må angis for å beskrive et sted som er i et suksjesjonsforløp, er markert med grått fyll i boksene.

har eller om den er kort- eller langvarig, må suksjesjonen settes inn i en ramme. Denne rammen beskrives ved bruk av typesystemet for mark- og bunnsystemer (natursystem) til å plassere førsuksjesjonsstadiet, eventuelle langvarige mellom-suksjesjonsstadier og ettersuksjesjonsstadiet (dersom ikke suksjesjonen forløper innenfor én og samme hovedtype). Selve suksjesjonsforløpet beskrives med variabler hentet fra seks ulike egenskapskategorier i naturegenskapsstreet i NiN 3 (Fig. 2). Påvirkningen beskrives av en

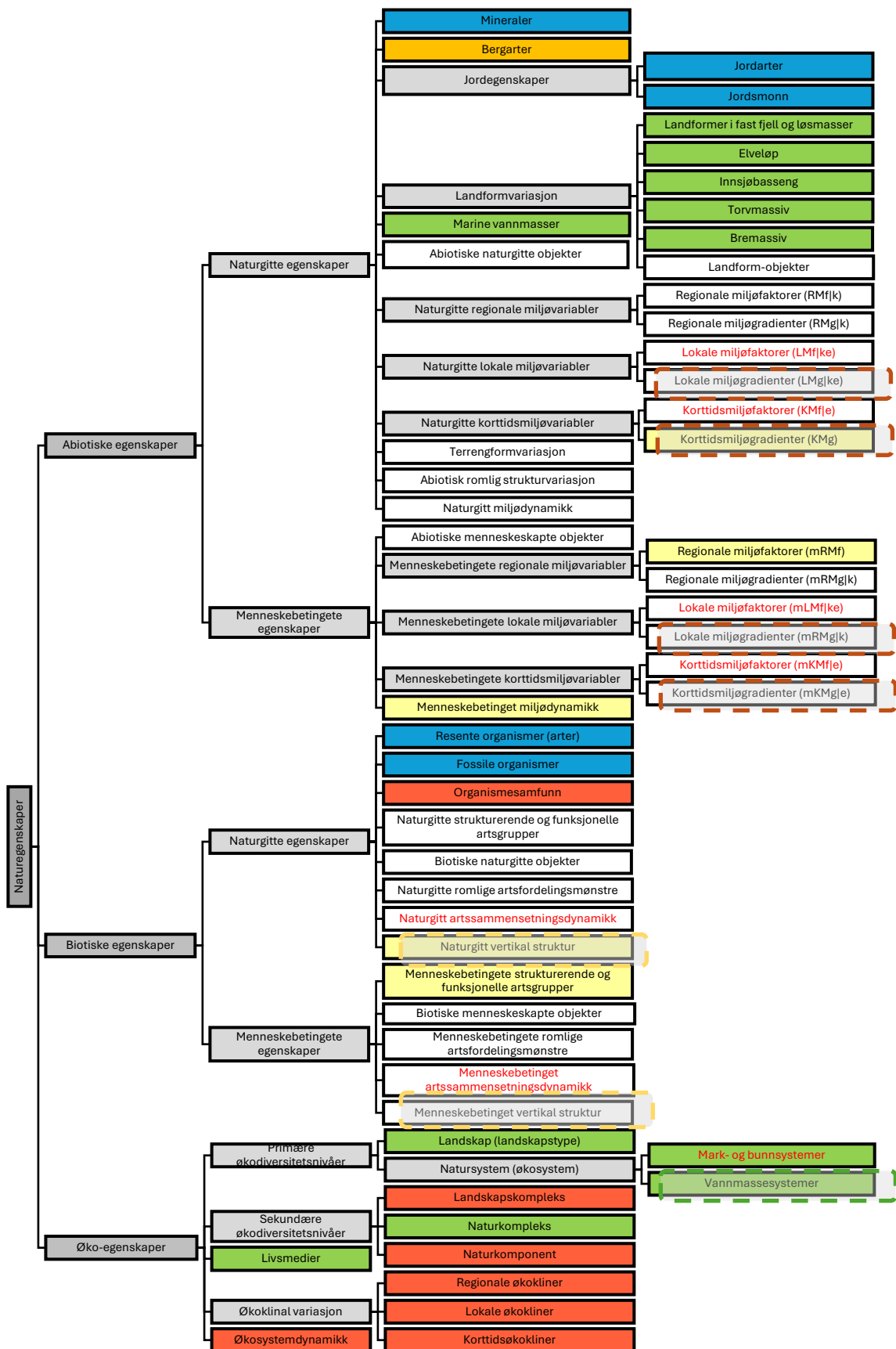


Fig. 2. Naturegenskapstreet som viser hvordan naturegenskaper kategoriseres i NiN 3. Bokser som representerer egenskapskategorier som brukes til å beskrive suksesjoner, er markert med rød farge og ramme i samme farge som tilsvarende boks i Fig. 1.

diskret miljøvariabel, det vil si en miljøfaktor. Hvorvidt påvirkningen er naturgitt eller menneskebettinget og om den leder til korttids- eller langtidssuksesjon bestemmer hvilken av de fire gruppene av miljøfaktorer variabelen skal hentes fra (se Fig. 2). Det er et prinsipielt viktig skille mellom korttidsmiljøfaktorer (KKM) som beskriver suksesjoner innenfor én og samme hovedtype, og lokale komplekse miljøfaktorer (LKM) som beskriver langtidssuksesjoner, det vil si suksesjoner der før- og ettersuksjonsstadiene hører til ulike hovedtyper. Et viktig kriterium for å skille hovedtyper i NiN versjon 3, er at det er *vesentlig forskjell i artssammensetningen* (se kapittel 2.2.2 og Halvorsen et al. 2023: kapittel 5.4.3). Påvirkninger som gir opphav til vesentlig endring i artssammensetning gjennom suksesjonsforløpet beskrives med lokale komplekse miljøfaktorer, men andre påvirkninger beskrives med korttidsmiljøfaktorer.

Variabler fra de to gruppene for artssammensetningsdynamikk (naturgitt eller menneskebettinget) i naturegenskapstreet (Fig. 2), beskriver henholdsvis omfanget av variasjon i artssammensetning fra initialstadium til ettersuksjonsstadium og hvilket suksesjonsstadium naturen befinner seg i på et spesifikt observasjonstidspunkt (jf. Fig. 1). Artssammensetningsvariasjonene benytter begrepsapparatet for tallfesting av artssammensetningsvariasjon i NiN, som er forklart i kapittel 2.2.2.

Suksesjoner beskrives alytså i NiN 3 ved å benytte ett typesystem (natursystemtypeinndelingen av mark- og bunnsystemer) og variabler fra seks ulike egenskapskategorier.

2.2.2 Tallfesting av artssammensetningsvariasjon

Prinsippene for å beskrive og typeinnde naturvariasjon på økosystem-nivået i NiN tar utgangspunkt i gradientanalyseperspektivet (Halvorsen 2012, Halvorsen et al. 2020), som er oppsummert i Halvorsen et al. (2023: kapittel 4.2). Til grunn for gradientanalyseperspektivet ligger blant annet at artssammensetningen er en respons på komplekse miljøgradienter og at enkeltartene har entoppete responskurver, dvs. at de har ett optimum og toleranse-grenser mot ekstreme miljøforhold (Fig. 3a). I typesystemet for natursystemer benyttes artssammensetningen (arters forekomst og mengde) som uttrykk for den økologiske betydningen av variasjon i miljøforholdene: artssammensetningen er *karakteriserende naturegenskap* og de komplekse miljøvariablene er *karakteriserende kilder til variasjon* (Halvorsen et al. 2020).

Typesystemet for mark- og bunnsystemer fanger bare opp responser på lokal kompleks miljøvariasjon, som er karakteriserende kilde til variasjon på natursystem-nivået i NiN. Prinsippet om artssammensetningen som uttrykk for den økologiske betydningen av miljøvariasjon, kan imidlertid benyttes for all miljøvariasjon, også for å karakterisere variasjon i artssammensetning langs suksesjonsforløp etter en miljøpåvirkning, det vil si ved innløsning av en endringsgjeld (se kapittel 2.2.3). Bruken av artssammensetningen som uttrykk for effekten av miljøvariasjon og ytre påvirkninger av miljøforholdene, forutsetter en metode for beregning av **økologisk avstand**, det vil si «*grad av forskjell i artssammensetning som uttrykk for forskjell i miljøforhold og økologiske prosesser*». I NiN-versjonene 2 og 3 blir **én økologisk avstandsenhet** (1 ØAE) definert som «*den økologiske avstanden som svarer til en forskjell i artssammensetningen mellom to systemer som sammenliknes, hvert system representert med en generalisert artsliste, på 0,25 PD-enheter, det vil si at nær en fjerdedel av artssammensetningen skiftes ut*». Denne tekniske definisjonen er motivert for og drøftet i Halvorsen et al. (2015: Kapittel B2 og Vedlegg 2–5).

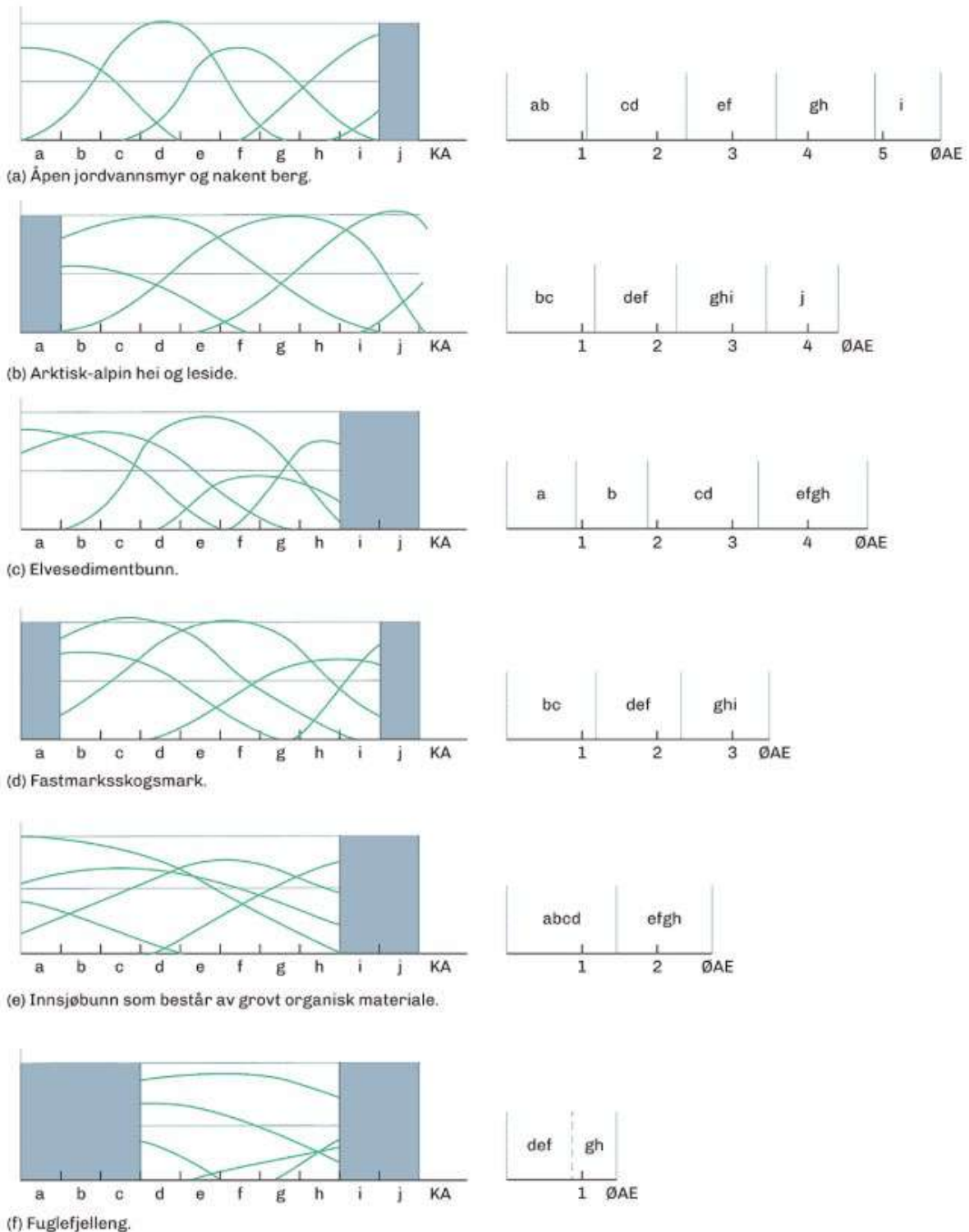


Fig. 3. Artsresponskurver og økologisk avstand, illustrert med variasjonen langs LM-KA Kalkinnhold (horisontal akse). Kalkinnholdsgradienten er delt inn i 10 basistrinn (a–j). Delfigurene i venstre kolonne viser artsresponskurver for fem fiktive arter langs LM-KA i hver av seks natursystem-hovedtyper (vertikal akse uttrykker gjennomsnittlig artsmengde på en relativ mengdeskala). Intervaller langs LM-KA som ikke er realisert, er gråfarget. Figurene i høyre kolonne viser variasjonen i artssammensetning langs kalkinnholds-økolinen, skalert i økologiske avstandsenheter (ØAE). Loddrette streker viser inndelingen i grunntyper. Fra Edvardsen et al. (2024: Fig. 2.24).

Gradientanalyseperspektivet uttrykker et syn på naturvariasjon som innebærer at «variasjon i artssammensetning er essensen av økologiske gradienter, og [at] miljøvariasjon har økologisk betydning i den grad den gir opphav til variasjon i artenes relative mengde» (Wilson & Mohler 1983; oversatt). Når miljøgradientene skaleres i økologiske avstandsenheter, det vil si enheter som uttrykker grad av endring i artssammensetning, flyttes perspektivet fra variasjon i miljøet *i seg sjøl* til variasjon sett *fra organismenes ståsted* («*the organism's eye view*»; Harper & White 1974, Turkington & Harper 1979, Purves & Law 2002). Den gjennomsnittlige forskjellen i artssammensetning mellom to observasjoner eller observasjonssteder forteller hvor «viktig» artene oppfatter miljøforskjeller og variasjon i intensiteten av de underliggende økologisk strukturerende prosessene. Når forskjeller i artsmengde måles i forhold til gjennomsnittlig forskjell i et større artsutvalg, forteller formen på artenes responskurver hvilke arter som er mer (smaltoppete kurver) og hvilke som er mindre (breie kurver) følsomme for variasjon langs en miljøgradient.

Fig. 3 illustrerer hvordan generalisert variasjon i artssammensetning kan visualiseres i form av artsresponskurver langs en kompleks miljøgradient. Denne kunnskapen gir i sin tur grunnlag for å estimere **gradientlengden**, det vil si «*estimert eller beregnet økologisk avstand mellom endepunktene langs en kompleks miljøgradient*». Gradientlengden er et uttrykk for den økologiske betydningen av den komplekse miljøgradienten. For komplekse miljøfaktorer er den økologiske avstanden mellom klassene et uttrykk for faktorens økologiske betydning.

I NiN deles komplekse miljøgradienter inn i **basistrinn**, det vil si «*minste trinn (intervall), med utstrekning 0,5–1,0 ØAE langs en kompleks miljøgradient, målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøgradienten er størst og som er utgangspunktet for hovedtypetilpasset trinndeling av komplekse miljøgradienter*». Basistrinninndelingen, som er vist i venstre kolonne i Fig. 3, er universell i den forstand at den er uavhengig av hvor stor variasjonen i artssammensetning er langs den komplekse miljøvariabelen. Dette betyr også at basistrinnbetegnelsene kan brukes på tvers av alle hovedtypene. For komplekse miljøfaktorer brukes det parallelle begrepet **basisklasse**. Basistrinn- og basisklasseinndelingen er én av to standardiserte trinndelinger av den komplekse miljøgradienten; den andre er den **hovedtypetilpassete trinndelingen**; «*inndeling av en kompleks miljøgradient i trinn som tilfredsstillende definerer standardtrinn og som er basert på en basistrinninndeling*». Med **standardtrinn** menes «*trinn langs en trinndelt kompleks miljøgradient som omfatter en forhåndsspesifisert mengde variasjon i den karakteriserende naturegenskapen og som er definert som en kombinasjon av basistrinn langs miljøgradienten*». For natursystemer skal denne «forhåndsspesifiserte mengden naturvariasjon» være mellom 0,75 og 1,5 ØAE. Høyre kolonne i Fig. 3 viser den hovedtypetilpassete inndelingen av LM-KA for seks hovedtyper. Antallet standardtrinn bestemmer antall grunntypeserier gradienten blir delt inn i (som er lik gradientlengden målt i økologiske avstandsenheter, avrundet nedover til nærmeste hele tall).

I NiN 3 brukes tre begreper for å beskrive ulike gradientlengdeintervaller: **vesentlig forskjell i artssammensetning** (Fig. 3a–d) innebærer «*en forskjell på minst 2 ØAE, det vil si utskifting av nær halve artssammensetningen eller mer, mellom to naturtyper som sammenliknes*»; **betydelig forskjell i sartssammensetning** (Fig. 3e) innebærer «*en forskjell på minst 1 ØAE, det vil si utskifting av nær en fjerdedel av artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes*»; og **observerbar forskjell i artssammensetning** (Fig. 3f) innebærer «*en forskjell på minst 0,5 ØAE, det vil si utskifting av nær 1/8 av*

artssammensetningen, mellom to systemer som sammenliknes». Merk at disse definisjonene adresserer forskjellen mellom *typiske utforminger* av naturtypene som sammenliknes, representert ved midtpunktene i grunntypeboksene i delfigurene i høyre kolonne i Fig. 3. Ser vi på gradientlengdene, det vil si den økologiske avstanden mellom *gradientendepunktene*, må vi legge til 1 ØAE. Vesentlig forskjell, betydelig og observerbar forskjell i artssammensetning svarer da til gradientlengder på henholdsvis > 3, 2–3 og 1–2 ØAE.

Begrepet «vesentlig forskjell» har en særlig viktig rolle i typeinndelingen av natursystemer fordi en spesiell lokal kompleks miljøvariabel må gi opphav til vesentlig variasjon i artssammensetning for å bli definerende variabel for en spesiell natursystem-hovedtype.

2.2.3 Bruken av økologisk avstandsberging til å karakterisere suksesjoner

Metoden for å tallfeste variasjon i artssammensetning langs miljøgradienter og mellom miljøfaktorklasser, og begrepene som beskriver gradientlengder, kan også benyttes for andre variabler enn miljøvariabler. I NiN 3 blir derfor denne tenkemåten benyttet for variabler som beskriver de gradvise endringene i artssammensetning som finner sted gjennom et suksjonsforløp; både for å tallfeste omfanget av variasjon i løpet av hele suksjonsforløpet og for å beskrive endringsskjema på et gitt sted til et visst tidspunkt (det aktuelle suksjonsstadiet).

Det er viktige koblinger mellom begrepene korttidssuksesjon og langtidssuksesjon på den ene siden og gradientlengdebegrepet «vesentlig variasjon i artssammensetning» på den andre siden. Hovedkriteriet for å akseptere to hovedtyper er, som nevnt over, at det er en vesentlig forskjell (endring) i artssammensetningen mellom dem. Det gjelder også for hovedtyper som avløser hverandre i løpet av et menneskebettinget suksjonsforløp. For at ei grøftet myr skal endre hovedtypetilørighet fra f.eks. NA-VA01 Åpen jordvannsmyr til NA-VM01 Sterkt endret våtmark, må det ha funnet sted en endring på minst 2 ØAE mellom typiske utforminger av førsuksjonsstadiet og ettersuksjonsstadiet. Den miljøvariabelen som framviser mest variasjon innenfor NA-VA01, LM-TV Tørrleggingsvarighet, er delt i fem hovedtypetilpassete trinn (LM-TV_cd mykmatte; LM-TV_ef nedre fastmatte; LM-TV_gh øvre fastmatte; LM-TV_ij nedre tuenivå; LM-TV_k øvre tuenivå). Fordi kravet til sterkt endret natur er en endring som minst er vesentlig (2 ØAE), må grøftingen føre til at mykmattenivået minst blir til øvre fastmattenivå, og fastmattenivå blir til tuenivå. Ei slik, tuedominert myr vil oftest også bli tresatt. En suksesjon som starter i én hovedtype og ender i en annen, skal alltid kategoriseres som langtidssuksesjon.

2.3 Overblikk over variabler som beskriver suksesjoner

Fig. 4 gir et overblikk over variablene som benyttes til å beskrive suksjonsforløp i NiN 3. Suksesjoner som drives av endringer i mark og bunn har så forskjellig forløp fra suksesjoner som drives av bortfall av et tresjikt (etter naturlig bestandsavgang eller hogst), at helt ulike variabelsett brukes til å beskrive disse to hovedkategoriene av suksesjoner.

Påvirkninger av marka (påvirkninger av bunnsystemer er ikke tema for dette dokumentet) fordeler seg på fire ulike egenskapskategorier i naturegenskapstreet (Fig. 2). Fordi ingen variabel kan beskrive variasjon i flere enn én egenskapskategori, inneholder NiN

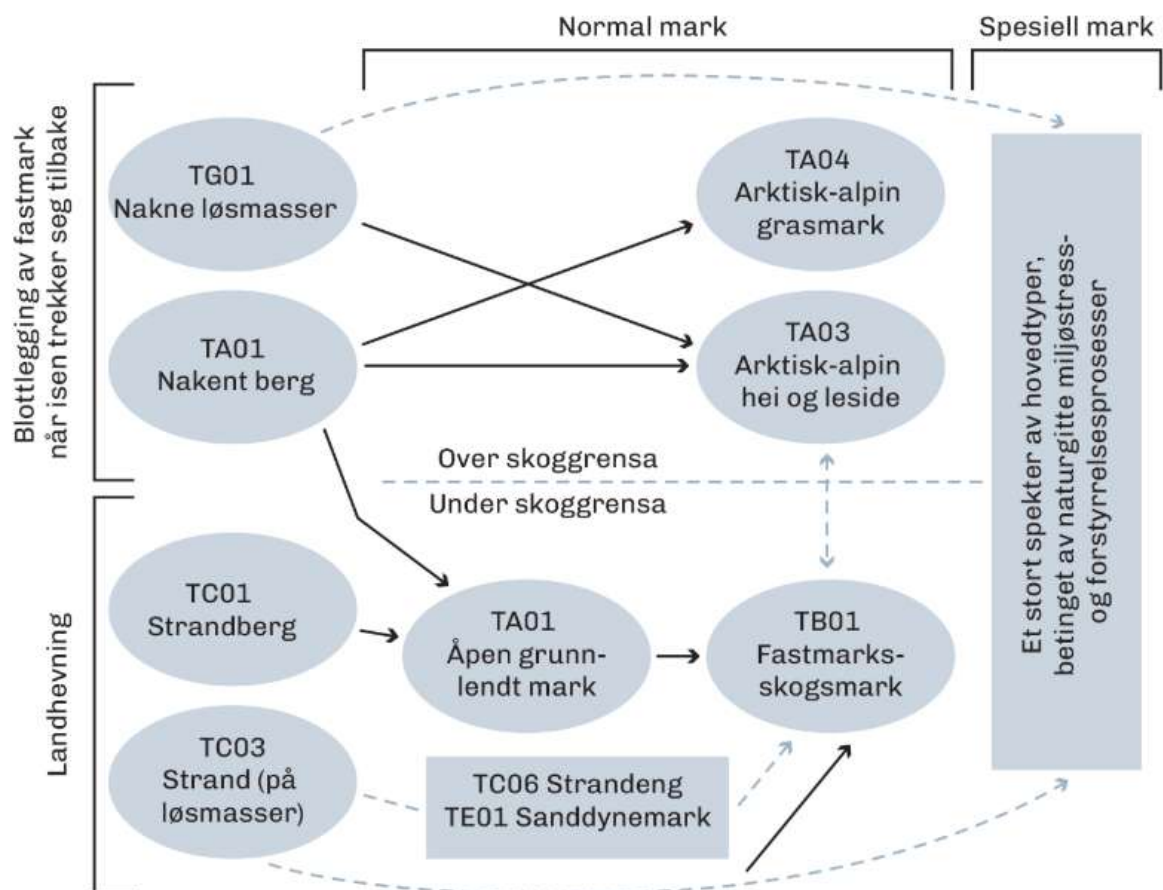


Fig. 5. Suksjonsforløp på fastmark som enten starter med isavsmelting eller landheving, dvs. på fast fjell (nakent berg og strandberg) eller løsmassedekt mark (nakne løsmasser og strand). Heltrukne linjer angir de vanligste suksjonsforløpene, mindre vanlige forløp er angitt med stiplede linjer. Under skoggrensa ender suksesjoner på normal mark i skogsmark, mens suksesjoner over og nord for skoggrensa ender i arktisk-alpin hei og leside eller arktisk-alpin grasmark. Mark preget av miljøstress eller forstyrrelse ender i én av de mange spesielle hovedtypene. Fra Edvardsen et al. 2024: Fig. 4.35.

3 mange variabler (miljøfaktorer) som beskriver påvirkninger (Fig. 4). Disse representerer kombinasjoner av naturgitt eller menneskebettinget påvirkning, og om påvirkningen utløser kort- eller langtidssuksesjon. Naturgitte påvirkninger som utløser langtidssuksesjon står i en særstilling fordi ettersuksjonsstadiet er en ny natursystem-hovedtype; på fastmark NA-TG01 Nakne løsmasser, på våtmark NA-VG01 Ny naturgitt torvmark og NA-VG02 Ny naturgitt grunn våtmark (Fig. 5). Langtidssuksesjonsforløpet etter naturgitte påvirkninger beskrives med variabelen AD-ØD Økologisk differensiering.

Menneskebettinget påvirkning blir beskrevet med parallelle variabler for kort- og langtidssuksesjoner. Naturgitt påvirkning som utløser korttidssuksesjon, beskrives etter samme mønster som menneskebettinget korttidssuksesjon. I tillegg inneholder NiN to nye variabler for å beskrive reversert suksesjon, det vil si suksesjoner som initieres av påvirkninger som har til hensikt å endre retningen på pågående suksesjoner, f.eks. forsøk på naturrestaurering (Fig. 4). Konseptuelt innebærer økosystemrestaurering at en uønsket suksesjon avbrytes og forsøksvis reverseres eller styres i en ny retning.

Suksesjoner som utløses av endringer i tresjiktet kan være naturgitte eller menneskebetingete (hogst). NiN 3 inneholder fire variabler som beskriver ulike hovedkategorier av hogstpåvirkning (Fig. 4).

Basert på generell kunnskap om hvert enkelt suksesjonsforløp, for eksempel fra semi-naturlig eng til fastmarksskogsmark, er det mulig å anslå omfanget av artsutskiftning fra initialstadiet til det forventete ettersuksjonsstadiet, dvs. suksesjonslengden (endringsgjelda når suksesjonen starter). Suksesjonslengden måles i økologiske avstandsenheter (ØAE) og er en generisk egenskap ved suksesjonsforløpet; altså en egenskap som i grove trekk beskriver alle suksesjoner med samme initial- og ettersuksjonsstadium. Variabelen AD-TE Forventet endringsgjeld angir et intervall for suksesjonslengden (anslått antall ØAE). Den brukes for alle suksesjoner som er drevet av påvirkning av marka. Suksesjoner drevet av bortfall av tresjiktet starter og ender oftest i samme hovedtype, med samme initialstadium og mer eller mindre samme forventete ettersuksjonsstadium (nær naturlig dynamikk). Unntak er f.eks. suksesjoner etter treslagsskifte som, når treslagsskiftet er gjennomført, resulterer i en klart endret skogsmark. Lengden på suksesjoner som er utløst av bortfall av tresjiktet varierer uansett så lite at det ikke er behov for å angi suksesjonslengde for disse suksesjonene.

For å beskrive hvilket suksesjonsstadium en suksesjon drevet av påvirkning på marka befinner seg på et gitt sted til et gitt tidspunkt, benyttes anslag for omfanget av uinnløst endringsgjeld. Endringsgjelda kan angis direkte i ØAE eller, som i NiN 3, som andel av total endringsgjeld. Det krever mye kunnskap, lang erfaring og fortrolighet med tenkemåten om artssammensetningsvariasjon i NiN, for å anslå forskjellen i artssammensetning mellom en natur i endring og en hypotetisk referansesituasjon (ettersuksjonsstadiet). En hovedhensikt med dette dokumentet er derfor, i tillegg til å forklare hvordan suksesjoner beskrives i NiN 3, å vise eksempler på hvordan stadiene i vanlige suksesjonsforløp beskrives ved hjelp av artssammensetningdynamikkvariablene AD-IE Stadium i langtidssuksesjon og AD-IK Stadium i korttidssuksesjon. Grunnen til at NiN inneholder to variabler for å beskrive suksesjonsstadium, er at langtidssuksesjoner omfatter mange flere gjenkjennbare stadier enn korttidssuksesjoner. Når endringsgjelda angis som *andel* av total endringsgjeld, er det derfor hensiktsmessig med ulike antall trinn i de to tilfellene.

Suksesjonsforløpet på tresatt mark beskrives med en egen variabel, AD-ST Suksesjon på tresatt mark.

3 Beskrivelse av variabler for suksesjoner drevet av påvirkning av marka

De neste kapitlene inneholder gjennomgang av variablene som benyttes til å beskrive suksesjoner i terrestre natursystemer, drevet av påvirkning av marka (jf. Fig. 4).

Tabell 1. Klasseinndeling av den lokale komplekse miljøfaktoren LM-LT Løsmasstype; første kriterium for grunntypeinndeling av natursystem-hovedtypen NA-TG01 Nakne løsmasser.

Kode	Klassebetegnelse	Forklaring
O	løsmasser uten spesifisert opphav	
A	stedegent forvittringsmateriale	Resultatet av frostforvitring av fast fjell på stedet, over lang tid (tusener av år). Dominerende kornstørrelse varierer fra grus (typisk for «polarørkenen» på Svalbard) til store blokker (høyfjellsplatåene på fastlandet), avhengig av berggrunnens forvitringsegenskaper. Sedimentære bergarter gir opphav til finere, ofte skifrig materiale når det forvitrer mens harde bergarter gir opphav til grovt, kantete materiale med bruddlinjer som følger svakhetssoner i berget.
B	gamle breavsetninger	Morenemateriale, typisk avsatt når innlandsisen smeltet ved slutten av siste istid (avsatt før lille istid, dvs. før år 1500). Morenemateriale inneholder usortert materiale, det vil si en blanding av ulike kornstørrelser fra leire til blokker, som er ført med isen og avsatt der isen smeltet. «Enkeltkornene» (blokker, steiner etc.) er mer eller mindre kantete. Kornstørrelsesfordelingen avhenger blant annet av hvor lett ulike bergarter knuses. Morenemateriale kan ha stor variasjon i geologisk opphav innenfor et lite område fordi materiale fra mange ulike steder blandes under bretransporten.
C	løsmasser formet av strandprosesser	Strandlinjer og strandvoller som er formet av bølgeerosjon gjennom lang tid og lagt på land gjennom landheving (marine strandvoller). Omfatter også fossile strandlinjer langs bresjøer. Dominerende kornstørrelse kan variere fra sand via grus til stein, men er ofte konstant innenfor en og samme løsmasseavsetning. Sedimentene inneholder avrundete partikler.
D	resente breavsetninger	Morenemateriale (se kjennetegn beskrevet for basisklasse B), avsatt når isbreer har trukket seg tilbake etter lille istids maksimum (ca. år 1750).
E	konsoliderte marine bresedimenter	Morenemateriale som er avsatt i marint miljø, men som er skylt på land ved et plutselig, kraftig breframstøt («surge»). Materialet får oftest en svært fast konsistens fordi partiklene «kittes» sammen av salt.
F	massetransportert materiale	Resultatet av store skred, f.eks. leirskred, steinsskred eller fjellskred. Inneholder massetransportert, grovt materiale som kjennetegnes ved styrtgradering, det vil si at de største partiklene ligger nederst og de minste øverst i skråningen. Partiklene er gjennomgående kantete.
G	flomskredmateriale	Resultatet av flomskred som oppstår når smeltevann fra en bre som transporterer store mengder bresedimenter fosser ned korte, bratte dalsider og passerer mark med permafrost og tynt aktivt lag. Fordi permafrosten hindrer dyp erosjon av substratet, tar elva stadig nye løp og kan avsettes sedimenter over et stort område og danner store elvevifter. Denne basisklassen omfatter områder som preget av historisk flomskred, mens aktiv flomskredaktivitet beskrives av LM-FU Flomskredutsatthet.

Tabell 2. Klasseinndeling av variabelen AD-ØD Økologisk differensiering; andre kriterium for grunntypeinndeling av natursystem-hovedtypen NA-TG01 Nakne løsmasser.

Suksesjonsendepunktet angir den hovedtypen som AD-ØD-klassen, på grunnlag av artssammensetningen, synes å være et mellomstadium i en primær suksesjonen mot. ØDM = Økologisk differensiert mark.

Kode	Klassebetegnelse	Suksesjonsendepunkt
0	udifferensiert mark	Nakne løsmasser som fortsatt ikke har fått en artssammensetning som klart indikerer hvilket endepunkt den primære suksesjonen er på veg mot
A	ØDM med rabbepreg	NA-TD06 Rabbe
B	ØDM med fjellhei-, leside- eller grasmarskspreg	NA-TA03 Arktisk-alpin hei og leside eller NA-TA04 Arktisk-alpin grasmark
C	ØDM med snøleiepreg	NA-TC08 Snøleie
D	ØDM med skogsmarskspreg	NA-TB01 Fastmarksskogsmark
E	ØDM med kildepreg	NA-VC02 Torvmarkskilde, NA-VC03 Grunnkilde eller NA-VC04 Våt- og kildesnøleie
F	ØDM med myrpreg	NA-VA01 Åpen jordvannsmyr

3.1 Naturgitt langtidsvariasjon

Ved siste istids slutt, for omkring 11 700 år siden, var Fastlands-Norge en «ørken» av nakent berg og nakent løsmateriale. Det store mangfoldet av terrestre natursystemer vi finner i dag, er dermed resultatet av langtidssuksesjoner som ble utløst av at isen trakk seg tilbake. Seinere har enda mer land blitt blottlagt på grunn av landheving og fordi breene har trukket seg sterkt tilbake siden avslutningen av Den lille istida, omkring år 1750. Blottlagte løsmasser i langtidssuksesjon dekker derfor betydelige fastmarksarealer i Norge. Blottlegging av ny mark representerer en «påvirkning» i NiN-terminologien for suksesjoner.

Suksesjonene på blottlagte løsmasser og på nakent berg går ofte svært langsomt, men det vanlige forløpet er at mineralmaterialet etter hvert blir dekket av jord så karplanter kan etablere seg. Etter hvert kan også busker og trær vandre inn. Etablering av en vegetasjon kan ta hundrevis eller tusenvis av år, og det kan gå ytterligere noen tusen år før ettersuksesjonsstadiet nås. Mange slike suksesjoner pågår fortsatt, særlig i kalde områder der de økologiske prosessene går sakte. På fine løsmasser kan det derimot gå overraskende fort. I NiN 3 håndteres suksesjonsforløp av typen «naturgitt langtidsvariasjon» prinsipielt annerledes enn alle andre suksesjoner. I motsetning til langtidssuksesjoner som er resultatet av distinkt, menneskebettinget påvirkning (Fig. 4), blir disse langtidssuksesjonene beskrevet som en gradvis endring mellom natursystem-hovedtyper og grunntyper som avløser hverandre (Fig. 5).

Ny, naturlig våtmark er et sjeldent fenomen i dagens norske natur. Ny fastmark på naturlige løsmasser ovenfor tidevannsbeltet, som utgjør hovedtypen NA-TG01 Nakne løsmasser, dekker derimot store arealer. Prosessene som gir opphav til nakne løsmasser, sørger ofte for at disse avsettes som distinkte landformer i fast fjell og løsmasser. For eksempel inneholder landformgruppa FL-H Glasielle landformer sju ulike landformenheter for morener. NA-TG01 deles inn i grunntyper i en tottrinnsprosess (Fig. 4). Først benyttes den komplekse miljøfaktoren LM-LT Løsmasstype (Tabell 1) til å angi løsmassenes opphav. LM-LT inneholder også informasjon om hvilken påvirkning som var årsak til at nye løsmasser ble blottlagt. NiN 3 inneholder derfor ikke egne variabler som beskriver påvirkningen som ga



Fig. 6. Sandskred som er betinget av elvas undergravende erosjon. Bildet viser variasjon langs en stabiliseringsgradient fra åpent sandskred (NA-TC02-02; foran), dels med etablert vegetasjon, dels med vegetasjonsfrie flekker, til mer stabilisert krattskog bak i bildet (NA-TF01-01 Sandskogsmark). He: Follidal: Follas bredd øst for Grimsmoen; 2007 09 04.

med eksemplene i kapitlene 4.2 og 4.3).

opphav til nye løsmasser. Dernest beskrives trinnene i suksesjonsforløpet fra nakne løsmasser til en hovedtype av jorddekt fastmark ved hjelp av faktorvariabelen AD-ØD Økologisk differensiering, som har klasser som angir suksesjonens retning (Tabell 2). Fordi ØD-AD-klassene har lang forventet varighet, gir de opphav til grunntyper innenfor NA-TG01 innenfor hver av LM-LT-klassene.

Prosedyren for å beskrive naturgitte langtidssuksesjoner ved hjelp av to variabler som sammen med LM-DK Dominerende kornstørrelse definerer 51 grunntyper innenfor én hovedtype, innebærer egentlig en stor forenkling av den generelle metoden for å beskrive suksesjoner som blir skissert i kapittel 2.2, som benyttes for alle andre suksesjonsforløp (sammenlikn eksemplene i kapittel 4.1

3.2 Variabler som beskriver andre suksesjoner utløst av påvirkning av marka

3.2.1 Påvirkninger som utløser naturgitt korttidsvariasjon

Suksesjoner med begrenset varighet, f.eks. utløst av ekstremvær og dyrs aktivitet, er vanlig innenfor mange økosystemer. Små skred som utløses av elvers undergravende erosjon (Fig. 6), er et eksempel på en slik fin-skalaegenskap som er en iboende egenskap ved grunntypen sandskred (NA-TE02-02). Hovedtypen NA-TE02 Aktiv skredmark er plassert i prosesskategori E fordi den definerende LKM-en skredutsatthet (LM-SU) er en destabiliserende forstyrrelses-



Fig. 7. Omfattende frostskaade på blåbær og annen undervegetasjon i lyngfuruskog (NA-TB01-07) etter en vinter med streng kulde og mangel på beskyttende snødekke. Fristkadene er et eksempel på frostbetinget forstyrrelse (KM-NF_KH). Ho: Ullensvang: Utne: Steinkrossen, 2013 05 10.

Tabell 3. Klasseinndeling av variablene KM-NF Ikke gjennomgripende naturgitt forstyrrelse og KM-BA Naturgitt bestandsavgang på tresatt areal, som angir påvirkninger henholdsvis av marka og av tresjiktet og som utløser korttidssuksesjoner

KM-NF		KM-BA	
Ikke gjennomgripende naturgitt forstyrrelse		Naturgitt bestandsavgang på tresatt areal	
Kode	Klassebetegnelse	Kode	Klassebetegnelse
KO	ingen observerbar forstyrrelse	KO	ingen bestandsavgang
KA	forstyrrelse betinget av dyrs aktivitet	KA	beverfelling
KB	insektangrep	KB	hjorteviltbeiting
KC	soppangrep	KC	insektangrep
KD	lyng-, lav- og skogbrann	KF	soppangrep
KE	vindrelatert forstyrrelse	KE	skogbrann
KF	tørkebettinget forstyrrelse	KG	vindfelling
KH	frostbettinget forstyrrelse	KH	vær-relatert ødeleggelse
KG	flom- og annen fuktighetsrelatert forstyrrelse	KE	snøskred
KU	annen naturgitt forstyrrelse	KU	annen årsak til bestandsavgang

gradient. Til sammen omfatter NiN 3 hele 15 åpne fastmarkshovedtyper som er betinget av naturlige forstyrrelser; 6 i prosesskategori D Regulerende forstyrrelse og 9 i kategori E. For disse hovedtypene er en viss dynamikk (og suksesjoner på fin skala) en del av økosystemets natur som ikke skal beskrives med begrepsapparatet for suksesjon.

I blant hender det at også normale natursystemer blir så sterkt påvirket av naturlige forstyrrelsesprosesser atkan være behov for å beskrive korttidssuksesjoner. Ett eksempel på en slik korttidssuksesjon er resultatet av frostskaedene på undervegetasjonen som ble observert på Vestlandet etter vinteren 2012/13 (Fig. 7). Tilsvarende skader er også observert ved mange andre anledninger og på andre steder, både i boreale og arktisk-alpine økosystemer (Bjerke et al. 2017). Liksom for menneskebettingete påvirkninger som utløser korttidssuksesjoner, skiller vi i NiN 3 mellom suksesjoner som drives av at trærne dør, og andre suksesjoner (Fig. 4). Naturgitte suksesjoner som utløses av endringer i tresjiktet, beskrives med eget variabelsett (se kapittel 5). Dette variabelsettet inkluderer variabelen KM-BA, som omfatter påvirkninger som utløser naturgitt bestandsavgang. For alle andre naturgitte korttidssuksesjoner benyttes den enkle korttidsmiljøfaktoren KM-NF Naturgitt forstyrrelse. De to variablene har mange parallelle klasser, som vist i Tabell 3.

3.2.2 Kategorier av menneskepåvirkning

Menneskeaktivitet påvirker økosystemene på svært mange ulike måter. Det illustreres blant annet av det store antallet klart og sterkt endrete kategorier i NiN 3 – 19 av 50 hovedtyper i fastmarkssystemer, 10 av 22 hovedtyper i våtmarkssystemer, og 7 av 15 prosesskategorier fordelt på 4 for klart og 3 for sterkt endret mark. Som forklart i kapittel 2.2.2, trekkes det et hovedskille mellom menneskepåvirkninger som har og som ikke har *vesentlig effekt på artssammensetningen*: Menneskepåvirkning med vesentlig effekt på artssammensetningen utløser som regel overgang til en annen hovedtype, mens påvirkninger med mindre effekt utløser dynamikk innenfor én og samme hovedtype (Fig. 8). Menneskepåvirkning av lite endret mark med vesentlig effekt på artssammensetningen, kan enten umiddelbart resultere

		Førsuksesjonsstadium	
		lite endret system	klart eller sterkt endret sysem
Effekt av påvirkning (forventet endringsgjeld)	ikke vesentlig (< 2 ØAE)	korttidssuksesjon innenfor samme hovedtype (KM-KP + AD-IK)	korttidssuksesjon innenfor samme hovedtype (KM-KP_KA + AD-IK)
	vesentlig (> 2 ØAE)	umiddelbar transformasjon til en sterkt endret hovedtype eller langtidssuksesjon mot en (klart eller) sterkt endret hovedtype (LM-KP_KG–KK,KO + AD-IE)	opphør av påvirkning (f.eks. hevd) som initierer langtidssuksesjon mot en lite endret hovedtype (LM-KP_KA–KF + AD-IE)

Fig. 8. Prinsipielle forskjeller mellom påvirkninger med og uten vesentlig effekt på artssammensetningen, og påvirkninger som utløser korttidssuksesjon innenfor én og samme hovedtype og påvirkninger som utløser langtidssuksesjon som ender i en annen hovedtype.

i et initialstadium som tilhører en sterkt endret hovedtype (f.eks. ved rydding av nytt åkerland eller bygging av en ny veg gjennom en skog) eller utløse en langtidssuksesjon som ender i en sterkt endret type (Fig. 8; nedre venstre rute). I førstnevnte tilfelle utløses ingen suksesjon, i sistnevnte tilfelle utløser påvirkningen (LM-KP-klasser merket med oransje farge i Tabell 4) per definisjon en langtidssuksesjon. På tilsvarende vis initierer opphør av vedlikehold eller hevd på klart eller sterkt endret mark (f.eks. dyrking på en åker eller bruk av en tømmerlagringsplass) langtidssuksesjon mot en lite endret hovedtype (LM-KP-klasser merket med grønn farge i Tabell 4). Påvirkning med mindre, det vil si betydelig eller observerbar, effekt på artssammensetningen utløser korttidssuksesjon og beskrives av KM-KP-klasser. Disse mindre påvirkningene vil ha mer subtile effekter på økosystemene, og det knytter seg generelt mindre interesse til å beskrive dem. Klasseinndelingen av KM-KP er derfor mindre detaljert enn inndelingen av LM-KP (se Tabell 4), og vil ikke bli ytterligere drøftet.

3.2.3 Kategorier av reversert menneskepåvirkning

Initiativer for restaurering av natur har større sjanse for å lykkes desto tidligere i en suksesjon fra det opprinnelige, lite endrete systemet de settes inn. På samme vis er det naturligvis enklere å restaurere semi-naturlige systemer i tidlig gjengroingsfase enn når gjengroingsprosessen har kommet så langt at mesteparten av det karakteristiske artsinventaret har gått tapt.

I prinsippet kan restaureringstiltak og andre forsøk på å endre forløpet til en pågående suksesjon settes inn i alle suksesjonens faser. En pågående suksesjon som reverseres eller endres av en ny påvirkning som leder mot en annen hovedtype som forventet ettersuksesjonsstadium, er per definisjon langvarig, og påvirkningen skal beskrives med LM-KR Reversert menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer langtidssuksesjon. Et typisk eksempel er tiltak for restaurering av våtmark (Anonym 2020), som har vist seg vanskelig av mange grunner (Vasander et al. 2003, Fandrem et al. 2025, Rydgren et al. 2025). I motsatt fall, når det forventete ettersuksesjonsstadiet er innenfor samme hovedtype, som for eksempel ved restaurering av gjengroende semi-naturlig eng, beskrives påvirkningen med den parallelle, enkle korttidsmiljøfaktoren KM-KR Reversert menneske

Tabell 4. Klasseinndeling av de enkle miljøfaktorene LM-KP Menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer langtidssuksesjon og KM-KP mindre gjennomgripende menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer korttidssuksesjon. LM-KP-klasser som ikke har noen parallell i KM-KP er markert med gråfarget bakgrunn og «-» i kolonna for kode. LM-KP-klassene kan fordeles på tre grupper; opphør av påvirkning som opprettholder klart eller sterkt endret mark (grønn), påvirkninger som initierer langtidssuksesjon mot en sterkt endret hovedtype (oransje) og påvirkninger som oftest umiddelbart utløser tilordning til en sterkt endret hovedtype (blå bakgrunnsfarge). For LM-KP angir røde bokstaver den forventete endringsgjelden etter påvirkning (AD-TE; se Fig. 9 og kapittel 3.3.4). For KM-KP er den forventete endringsgjelden alltid < 2 ØAE (AD-ST_abc).

LM-KP		KM-KP	
Menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer langtidssuksesjon		Mindre gjennomgripende menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer korttidssuksesjon	
Kode	Klassebetegnelse	Kode	Klassebetegnelse
KO	ingen påvirkning	KO	ingen påvirkning
KA	opphør av tiltak som holder avskoget hei og eng åpen d	KA	endring av jordbrukspraksis
KB	opphør av bruk av kystlynghei d		
KC	opphør av bruk av semi-naturlig eng og strandeng de		
KD	opphør av bruk av sterkt endret jordbruksmark df		
KE	opphørt vedlikehold av løs sterkt endret fastmark f		
KF	opphørt vedlikehold av hard sterkt endret fastmark e		
KG	drenering av våtmark d-g	KB	mindre drenering av våtmark
KH	reduisert vannføring i elv d-g	KC	mindre endring av vannføring i elv
KI	endret vannføringsregime i elv d-g		
KJ	senket vannstand i innsjø d-g	KD	mindre endring av vannstandsvekslinger i innsjø
KK	endret vannføringsregime i innsjø d-g		
KL	neddemming av fastmark eller våtmark g	-	
KM	gjennomgripende markforstyrrelse på lite endret fastmark ef	-	
KN	gjennomgripende bunnforstyrrelse på lite endret saltvanns- eller ferskvannsbunn ef	-	
KO	eutrofiering og annen forurensning de	KE	mindre påvirkning fra miljøgifter, eutrofiering og annen forurensning
KP	torvtekt e	-	
KU	annen menneskepåvirkning som initierer langtidssuksesjon	KU	annen menneskepåvirkning som initierer korttidssuksesjon

påvirkning som utløser endringsgjeld og initierer korttidssuksesjon. Parallele klasser for de to variablene er vist i Tabell 5.

Tabell 5. Klasseinndeling av variablene LM-KR Reversert menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer langtidssuksesjon og KM-KR Reversert menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer korttidssuksesjon. Klasser som ikke har noen parallell i den andre variabelen er markert med gråfarget bakgrunn og «–» i kolonna for kode. For LM-KR angir røde bokstaver den maksimale forventete endringsgjelden etter påvirkning (AD-TE; se Fig. 9 og kapittel 3.3.4). For KM-KR er den forventete endringsgjelden alltid $< 2 \text{ } \varnothing\text{AE}$ (AD-ST_abc). Merk at forventet endringsgjeld ved reversert påvirkning alltid avhenger av suksesjonstilstanden da påvirkningen skjedde. For klasser som angir gjenopptatt skjøtsel, er lagt til grunn at suksesjonen ikke hadde nådd ettersuksjonsstadiet på tidspunktet da den nye påvirkningen fant sted.

LM-KR		KM-KR	
Reversert menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer langtidssuksesjon		Reversert menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer korttidssuksesjon	
Kode	Klassebetegnelse	Kode	Klassebetegnelse
KO	ingen reversert menneskepåvirkning	KO	ingen reversert menneskepåvirkning
KA	KA gjenopptatt beiting eller slått, eventuelt også rydding, på semi-naturlig jordbruksmark i gjengroing d	KA	gjenopptakelse av beiting
KB	gjenopptatt beiting eller slått, eventuelt også rydding, på sterkt endret jordbruksmark i gjengroing e	KB	gjenopptakelse av slått
		KC	gjenopptakelse av brenning
		KD	gjenopptakelse av beiting og slått
		KE	gjenopptakelse av beiting og brenning
		KF	rydding og/eller tynning av vedvekster (trær og/eller busker)
		KG	rydding av vedvekster og gjenopptakelse av beiting
KC	restaureringsforsøk på løs sterkt endret fastmark e	–	
KD	restaureringsforsøk på hard sterkt endret fastmark d	–	
KE	restaureringsforsøk på drenert våtmark de	KH	restaureringsforsøk på drenert våtmark
KF	restaureringsforsøk I torvtak d	–	
KG	restaureringsforsøk i elv med regulert vannføringsregime d	KI	restaureringsforsøk i elv med mindre regulert vannføringsregime
KH	restaureringsforsøk i innsjø med regulert vannstandvekslingsregime d	KJ	restaureringsforsøk i innsjø med mindre regulert vannstandvekslingsregime
KI	restaureringsforsøk på mark og bunn som er sterkt endret på grunn av eutrofiering og annen forurensning d	KK	restaureringsforsøk på mark og bunn som er påvirket av miljøgifter, eutrofiering og annen forurensning
–		KL	fjerning av spesifikke arter
KU	annen reversert menneskepåvirkning som initierer langtidssuksesjon	KU	annen reversert menneskepåvirkning som initierer korttidssuksesjon

3.2.4 Variabler som beskriver artssammensetningsdynamikk i suksesjoner drevet av påvirkning av marka

Beskrivelse av et suksesjonsforløp krever to variabler, én statisk variabel som beskriver den forventete suksesjonslengden (AD-TE) og én variabel som beskriver suksesjonsstadiet på et gitt tidspunkt på grunnlag av uinnløst endringsgjeld (AD-IE eller AD-IK); se Figs. 1 og 4.

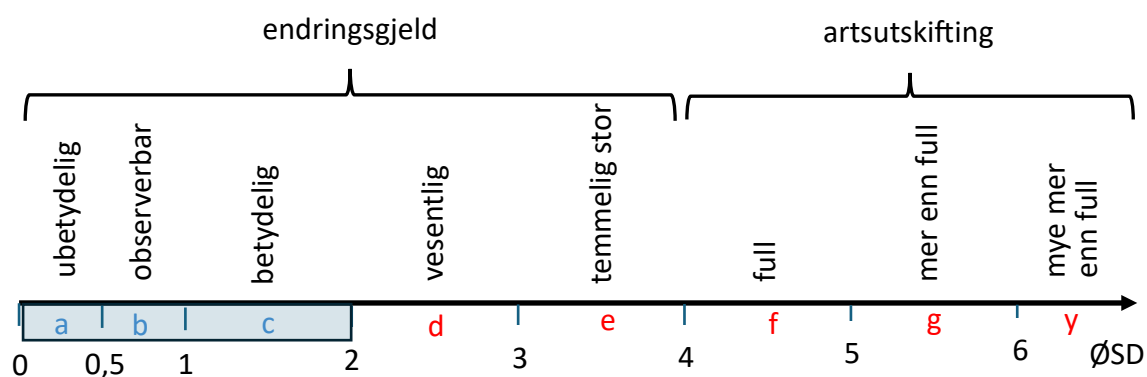


Fig. 9. Trinninndeling av AD-TE Forventet endringssgjeld etter påvirkning (suksesjonslengde). Trinn 0 (ingen endringssgjeld) er ikke vist. Trinnbetegnelsene leses som AD-TE_d Vesentlig endringssgjeld og AD-TE_g Mer enn full artsutskifting etc. Forventet endringssgjeld $< 2 \text{ } \varnothing\text{AE}$ svarer til korttidssuksesjon mens endringssgjeld $> 2 \text{ } \varnothing\text{AE}$ svarer til langtidssuksesjon.

Faktisk kunnskap om gradientlengder for suksesjoner er svært mangelfull; det finnes få empiriske studier som dokumenterer artssammensetningsvariasjon gjennom fullstendige suksesjonsforløp. Dessuten er den forventete suksesjonslengden er en *teoretisk* egenskap fordi den adresserer resultatet av en *forventet framtidig utvikling*. AD-TE (Fig. 9) er derfor en «teknisk» variabel som angir forventet suksesjonslengde, uttrykt i økologiske avstandsenheter ($\varnothing\text{AE}$), i et suksesjonsforløp med gitt økologisk ramme og utløst av en gitt påvirkning.

De to parallelle variablene som bruker uinnløst endringssgjeld som indikator på suksesjonsstadium baserer seg på sammenlikning mellom artssammensetningen på stedet på observasjonstidspunktet og en tenkt referansesituasjon (ettersuksesjonsstadiet). Fordi ettersuksesjonsstadiet beskriver en teoretisk situasjon er det vanskelig, tidkrevende og i mange tilfeller bortimot umulig å vurdere i felt, f.eks. som en av oppgavene i praktisk kartleggingsfeltarbeid, hvor stor endringssgjelda er. En hovedhensikt med dette dokumentet

Tabell 6. Trinninndeling av de parallelle variablene AD-IE Stadium i langtidssuksesjon og AD-IK Stadium i korttidssuksesjon, som benytter estimerer for uinnløst (gjenstående) endringssgjeld for å angi suksesjonsstadium. UE = Uinnløst endringssgjeld i % av total endringssgjeld for hele suksesjonsforløpet (suksesjonslengden).

UE	AD-IE		AD-IK	
	Kode	Stadium i langtidssuksesjon Trinnbetegnelse	Kode	Stadium i korttidssuksesjon Trinnbetegnelse
100	0	førsuksesjonsstadium	0	førsuksesjonsstadium
95–100	a	initialstadium		
80–95	b	svært tidlig suksesjonsstadium	a	tidlig suksesjonsstadium
60–80	c	tidlig suksesjonsstadium		
40–60	d	intermediært suksesjonsstadium		
20–40	e	seint suksesjonsstadium	b	seint suksesjonsstadium
5–20	f	svært seint suksesjonsstadium		
0–5	y	ettersuksesjonsstadium	y	ettersuksesjonsstadium

er derfor, gjennom eksempler og beskrivelser av stadier i vanlige suksesjonsforløp, å etablere referanser som kan benyttes som mal ved plassering til suksesjonsstadium (se kapittel 4).

Definisjonene av trinn langs AD-IE og AD-IK er gitt i Tabell 6. For korttidssuksesjoner, det vil si suksesjoner innenfor en og samme hovedtype med forventet suksesjonslengde under 2 ØAE (Fig. 9), skal det bare vurderes hvorvidt mindre eller mer enn omtrent halve den opprinnelige endringsgjelda er innfridd (Tabell 6). For langtidssuksesjoner, uansett suksesjonslengde, skal suksesjonsstadium vurderes på en skala med seks trinn mellom før- og ettersuksesjonsstadium (Tabell 6).

4 Utfyllende beskrivelser av utvalgte suksesjonsforløp med eksempler

4.1 Naturgitt langtidssuksesjon

Naturgitt langtidssuksesjon på fastmark blir, som forklart i kapittel 3.1, oftest utløst av påvirkninger som resulterer i blottlegging av nye, nakne løsmasser. De vanligst forekommende klassene av LM-LT Nakne løsmasser (Tabell 1), er LM-LT_A Stedegent forvittringsmateriale (blokk- og grusmark på fjellet), LM-LT_D Resente breavsetninger (løsmasser som blottlegges når breer trekker seg tilbake) og LM-LT_F Massetransportert materiale (resultater av jord-, leir-, sand- og grusskred). Dessuten finnes enkelte steder, særlig i kontinentale, høyereliggende områder der jordsmonnsdannelsen går langsomt, morenemateriale som fortsatt ikke er dekket med jord til tross for at det ble avsatt da innlandsisen smeltet. Heller ikke LM-LT_C Løsmasser formet av strandprosesser er vanlig. Dette er voller av grus eller stein som er formet av kystprosesser, men som over tid har blitt «flyttet» innover land og oppover i høyden på grunn av landhevingen.

Nesten alle suksesjoner på nakne løsmasser følger samme mønster, med trinn som beskrives ved hjelp av AD-ØD Økologisk differensiering. Dette kapitlet inneholder eksempler som illustrerer hvordan variablene LM-LT og AD-ØD brukes til å beskrive suksesjon på nye, nakne løsmasser.

Storbrens breforland i Jotunheimen (Fig. 10) er blant de mest studerte breavsmeltingsområdene i Europa (Matthews 1979a, 1979b). Isavsmeltingen er grundig studert, og morenene er datert med lichenometriske metoder (Erikstad & Sollid 1986, Matthews 2005). Fig. 10c–e illustrerer ulike stadier i den langtidssuksesjonen i dette breforlandet. Der finnes også myr- og kildeinitialer. Fig. 10f viser et eksempel på tydelige kildeinitialer, i et lite bekkeløp, der kaldnikke *Pohlia wahlenbergii* er i ferd med å etablere seg.

Løsmassene i breforlandet er fordelt på en karakteristisk måte med distinkte, parallelle morenerygger (se Fig. 10). Det skyldes at isen trekker seg tilbake i rykk og napp, det vil si med en hastighet som varierer fra år til år og fra tiår til tiår. Langstrakte morenerygger avsettes nær brekanten i perioder da isfronten står mer eller mindre stille, mens sedimentene ellers fordeler seg jevnere utover underlaget, som sand-, grus- og steinflater med varierende tykkelse. Resultatet blir et terreng med topografisk variasjon (Fig. 10a) der snøen fordeler seg ujevnt, akkurat som ellers i fjellet. Over skoggrensa og ikke altfor høyt til fjells (i lavalpin bioklimatisk sone) finner det derfor i løpet av det første hundreåret etter at ny mark ble blottlagt sted en differensiering mot hovedtrinnene langs «rabbe-snøleiegradienten» (Rydgren et al. 2014). Den ca. 275 år lange breavsmeltingsperioden er imidlertid ikke lang nok til at et «modent» jordsmonn utvikles i fjellet. Til det går de økologiske prosessene for langsomt. All løsmassedekket mark innenfor breforlandet tilhører derfor fortsatt NA-TG01.

Dalbreer som nådde langt ned under dagens skoggrensa, f.eks. Nigardsbreen (SF: Luster; Jostedal) og Briksdalsbreen (SF: Stryn: Olden) etterlater seg et breforland som på gunstige steder raskt koloniseres av trær. Under Nigardsbreen har det nå utviklet seg en tett «skog» på morenen som smeltet fram omkring 1930 (Fig. 11). Det tette bestandet av bjørk og gråor står imidlertid med røttene i løsmasser dominert av sand og fin grus, nesten uten et

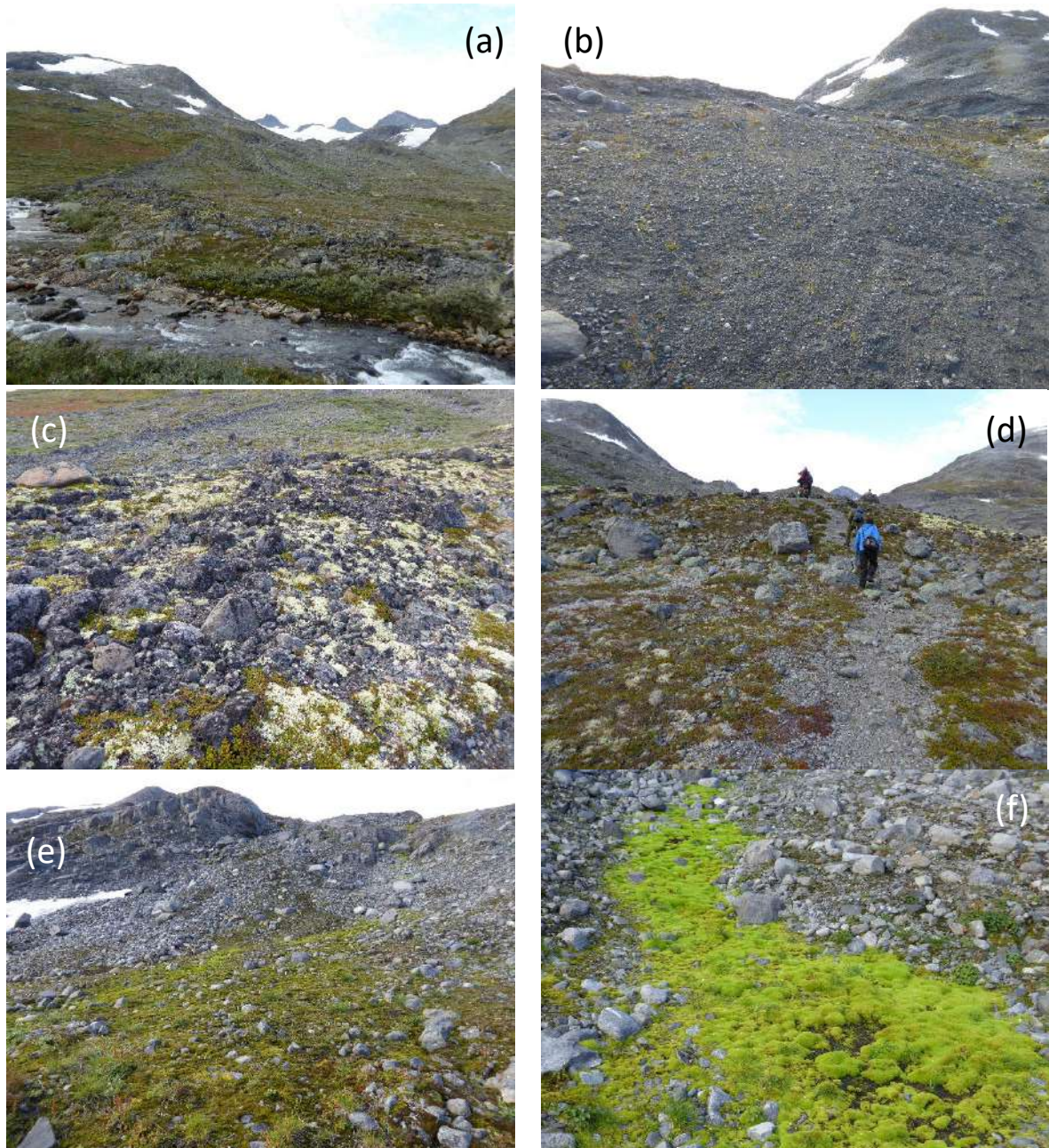


Fig. 10. Suksesjon på nylig blottlagt mark foran Storbreven (Op: Lom: Leirdalen). (a) Oversiktsbilde som viser den store randmorenen som avgrensner breforlandet mot sør (avsatt ca. 1750). Alt areal bakkenfor og til høyre for randmorenen er smeltet fram etter 1970, mens det rødbrune området til venstre ikke har vært dekket av bre de siste 6000 årene og tilhører NA-TA03 Arktisk-alpin hei og leside. (b) Nesten vegetasjonsfri, udifferensiert grusmark (AD-ØD_0), framsmeltet for ca. 60 år siden. (c) Toppen av endemorene med økologisk differensiering (AD-ØD_A) mot rabbe (NA-TD06). (d) Sideskråning på endemorene med økologisk differensiering (AD-ØD_B) mot fjell-lynghei (NA-TA03-04). (e) Bunnen av sideskråning med økologisk differensiering (AD-ØD_C) mot snøleie (NA-TC08). (f) Liten forsenkning kolonisert av kaldnikke *Pohlia wahlenbergii*, et tidlig trinn i økologisk differensiering (AD-ØD_E) mot grunnkilde (NA-VC03). Alle bilder: 2014 09 03.

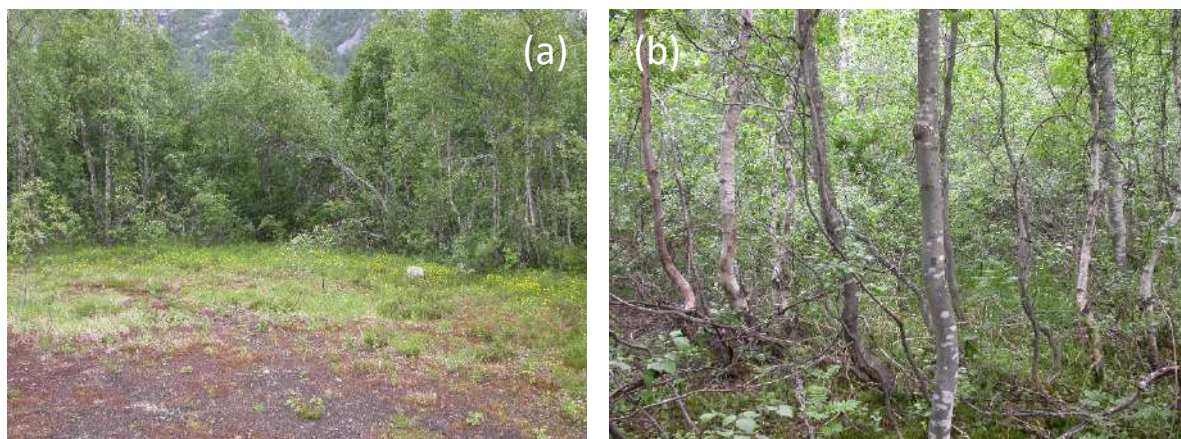


Fig. 11. Økologisk differensiering mot skogsmark (AD-ØD_D) i breforlandet under Nigardsbreen (SF: Luster: Jostedalen). Bildene viser (a) overgangen mellom naken og tresatt mark og (b) interiør i tett krattskog. Grunnlendt mark nesten uten jordsmonn. 2006 07 03.

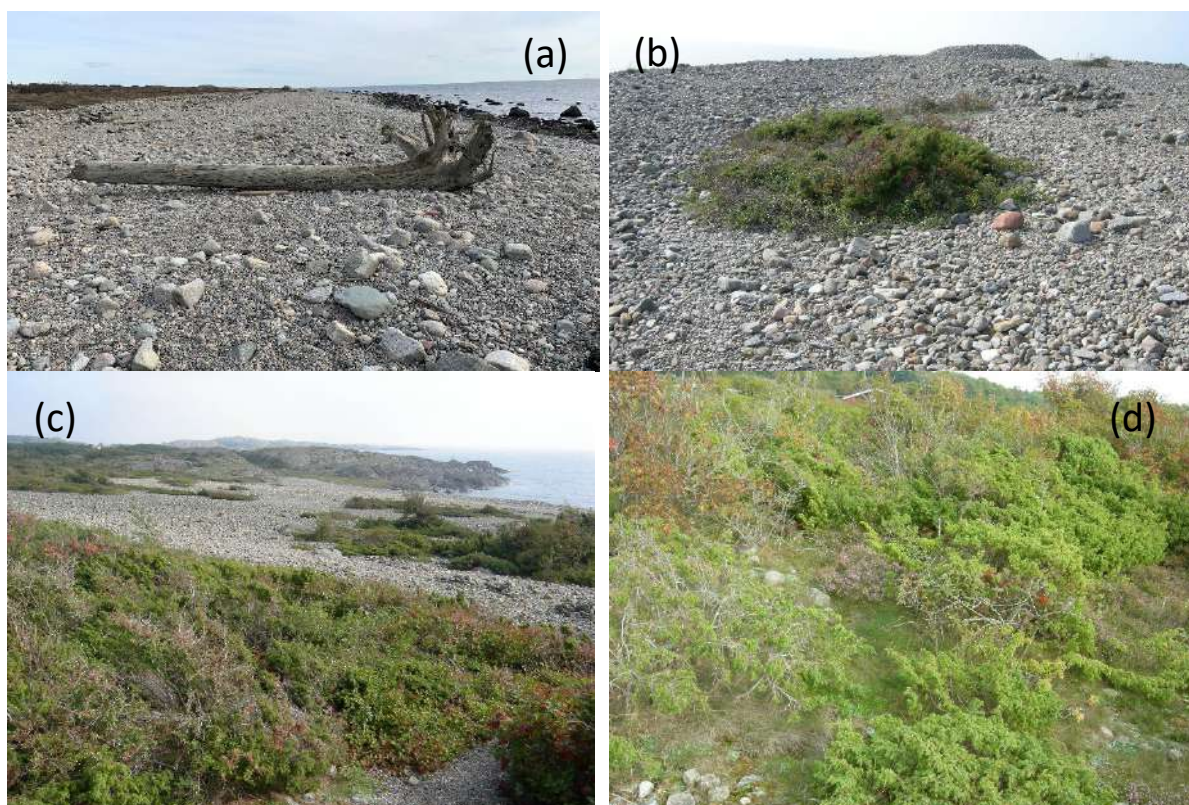


Fig. 12. Suksesjon på hevet rullesteinstrand på Mølen (V: Larvik: Brunlanes: Berg), (a) Udifferensiert grus- og steinstrand like over supralittoralbeltet (NA-TG01 Nakne løsmasser, overgang mellom grunntypene NA-TG01-19 Udifferensiert hevet grusstrand og NA-TG01-23 Udifferensiert hevet stein- og blokkstrand). Et stort stykke drivved viser at denne kyststripa er svært eksponert. (b) Ett enslig einerkratt litt lengre inn på land. Grunntypen er fortsatt udifferensiert hevet strand (NA-TG01-23). (c) Enda lengre inn på land, der einerkratt dekker store områder. På dette suksesjonsstadiet har det funnet sted en økologisk diffensiering mot skogsmark (AD-ØD_D), og grunntypen er NA-TG01-26 Skogsmarkspreget hevet stein- og blokkstrand. (d) Samme grunntype som i (c), men med busker av rogn som etablerer seg i einerkrattene. Alle bilder bortsett fra (a), som er tatt 2021 03 21, er tatt 2006 09 06.

organisk toppjordlag. «Skogen» er derfor et suksesjonsstadium, «økologisk differensiert mark med skogsmarkspreg» (AD-ØD_D), og ikke en fastmarksskogsmark.

På eksponerte havstrender (Fig. 12) vasker bølgeslagene ut eventuelt finmateriale fra substratet. Til slutt er bare materialet som er for grovt til å vaskes bort, igjen. En buktende kystlinje som går gjennom tjukke løsmasser får derfor over tid en karakteristisk fordeling av løsmasser med ulike kornstørrelser (se Edvardsen et al. 2024: Fig. 4.42). På de mest eksponerte strendene dominerer store og små blokker som bølgene har slipt runde gjennom hundrevis av år – rullesteinstrender.

Så lenge ei rullesteinstrand befinner seg i fjærebeltet, tilhører den NA-TC03 Løsmasse-strand. Oftest mangler karplanter på rullesteinstrendene, eller det finnes spredte sukkulenter som f.eks. strandkål *Crambe maritima* og østersurt *Mertensia maritima*. Når landhevingen gjør at stranda ikke lenger er innenfor fjærebeltet, skifter den hovedtypeplassering fra førsuksesjonsstadiet (NA-TC03-06) til initialstadiet NA-TG01 Nakne løsmasser, grunntypen NA-TG01-23 Udifferensiert hevet stein- og blokkstrand. Redusert innflytelse fra bølger og saltsprut er påvirkningen som setter i gang en langsom suksesjon. Løsmassene som bygger opp rullesteinstanda plasseres til LM-LT_C Løsmasser formet av strandprosesser, som også spesifiserer hvilken påvirkning som utløste suksesjonen. Redusert saltpåvirkning fra sjøen, gradvis utvasking av salt og akkumulering av organisk materiale i mellomrom mellom steinene initierer en langtidssuksesjon mot skogsmark (Fig. 12) som beskrives med variabelen AD-ØD Økologisk dfferensiering. Suksesjonen starter med nulltrinnet AD-ØD_0 Udifferensiert mark (Fig. 12ab) og fortsetter med AD-ØD_D Økologisk differensiert mark med skogsmarkspreg (Fig. 12c). På Mølen er einer den viktigste koloniseringsarten på hevete rullesteinstrender. Etterhvert åpner einerkrattene seg i midten. Da ligger forholdene til rette for etablering av andre vedplanter som f.eks. rogn og hassel (Fig. 12d). Dette suksesjonstrinnet varer helt til det er etablert en tett, lavvokst, vindutsatt edellauvskog. På Mølen er den dominert av hassel.

4.2 Menneskebettinget langtidssuksesjon på fastmark

4.2.1 Sekundær suksesjon fra åpen til tresatt mark

Sekundære suksesjoner skiller seg fra primære suksesjoner ved at de starter med et substrat (oftest jord) som inneholder organisk materiale (se kapittel 2.1.2), ofte også med etablert vegetasjon. De vanligste sekundære suksesjonsforløpene i Norge i dag, finner sted på jordbruksmark etter at bruken har opphørt (LM-KP_KB,KC,KD Opphør av bruk ...) og i avskoget hei og eng som ikke lenger holdes åpen (LM-KP_KA). Disse suksesjonene har mange fellestrekk som gjør det mulig å standardisere beskrivelsen av suksesjonsforløpene, til tross for at de skiller seg med hensyn til hvilke arter som kommer inn og hvilke som går ut, og at suksesjonslengden (AD-TE) varierer fra AD-TE_d (2–3 ØAE) til AD-TE_f (4–5 ØAE). Suksesjoner fra kalkfattige, lyngdominerte natursystemer som NA-TK03 Kystlynghei og NA-TH01 Avskoget hei og eng, som har mange arter felles med skogsmark, har kortest suksesjonslengde, men suksesjonslengden er lengst på sterkt endret mark med en artssammensetning med ugrasarter og andre ruderaler. Når hele artssammensetningen i førsuksesjonsstadiet skal skiftes ut, blir utdøingsgjelda og immigrasjonskreditten stor.

Tabell 7. Typisk variasjon i forekomst og dekning av vedvekster i ulike suksesjonstrinn (angitt med variabelen AD-IE Stadium i langtidssuksesjon) på åpen, klart eller sterkt endret mark etter påvirkningen «opphør av påvirkning» (LM-KP_KA-KD). De angitte intervallene er relevante for suksesjoner på kalkfattig og intermediaær mark (LM-KA_b-e) i mange hovedtyper. Variablene som beskriver forekomsten av vedvekster, er: AG = SA-AG Dekning av gjenveksttrær; BT = SA-BT Busksjiktsdekning, CT = SA-CT Vedvekstandel i feltsjiktet og SX = AD-SX Suksesjon på tresatt mark (ny). De tre dekningsvariablene er angitt med måleskala P9a (se Tabell 8). Angivelsen «-» for SX indikerer at variabelen ikke er relevant. UE = Uinnløst endringsskjeld.

Kode	Trinnbetegnelse	UE	AG	BT	CT	SX
0	førsuksesjonsstadium	100	0	0	0	-
a	initialstadium	95-100	0	0	0	-
b	svært tidlig suksesjonsstadium	80-95	0	1-2	0-2	-
c	tidlig suksesjonsstadium	60-80	1-2	2-5	1-4	0-a
d	intermediært suksesjonsstadium	40-60	2-4	4-6	2-6	a-b
e	seint suksesjonsstadium	20-40	3-7	4-8	2-7	b-c
f	svært seint suksesjonsstadium	5-20	4-8	3-6	2-7	c-e
y	ettersuksesjonsstadium	0-5	4-8	0-4	2-7	e

hvert enkelt suksesjonstrinn (målt i kronologisk tid) øker derfor mot slutten av suksesjonsforløpet.

4.2.2 Gjengroingssuksesjon på semi-naturlig eng

Semi-naturlig eng (NA-TK01) under skoggrensa som overlates til gjengroing, gjennomgår vanligvis en suksesjon med fastmarksskogsmark som ettersuksesjonsstadium. Denne påvirkningen kategoriseres ved bruk av variabelen LM-KP Menneskepåvirkning som utløser endringsskjeld og initierer langtidssuksesjon, klassen LM-KP_KC Opphør av bruk av semi-naturlig eng og strandeng. Endringsskjeldet ved starten av gjengroingssuksesjonsforløpet er anslagsvis 3-4 ØAE, som svarer til AD-TE_e (temmelig stor endringsskjeld). Suksesjons

Til tross for variasjonen i suksesjonslengde (målt som endring i artssammensetning) har disse sekundære suksesjonene stort sett samme forløp fra åpen mark dominert av lyskrevende arter (eller på åker og annen sterkt endret mark, få eller ingen arter) til skogsmark preget av skyggetolererende eller skyggeelskende arter. Det er derfor hensiktsmessig å benytte utviklingen av busk- og tresjikt som et felles hjelpemiddel til å karakterisere disse suksesjonene, uavhengig av suksesjonslengden. Relevante beskrivende variabler er: SA-AG Dekning av gjenveksttrær; SA-BT Busksjiktsdekning, SA-CT Vedvekstandel i feltsjiktet og AD-SX Suksesjon på tresatt mark (ny). Merk at Tabell 7 bare er veiledende; mange faktorer er med på å bestemme suksesjonsforløpet i hvert konkrete tilfelle. Lokale miljøforhold (kalkinnhold, uttørkingsfare) er viktige. Landskapsmatriksen som stedet inngår i, bestemmer i stor grad tilførselen av spredningsenheter for potensielle immigranter (Cousins & Lindborg 2008, Öckinger et al. 2012).

Et fellestrekk ved de fleste suksesjoner som er drevet av påvirkninger på marka, er at hastigheten på endringene i artssammensetning i undervegetasjonen avtar gjennom suksesjonsforløpet (Rydgren et al. 2004, 2019). Varigheten av

Tabell 8. Måleskalaen P9a.

Trinn	Andel	Prosent
0	0	0
1	0 - 1/32	0 - 3,125
2	1/32 - 1/16	3,125 - 6,25
3	1/16 - 1/8	6,25 - 12,5
4	1/8 - 1/4	12,5 - 25
5	1/4 - 1/2	25 - 50
6	1/2 - 3/4	50 - 75
7	3/4 - 9/10	75 - 90
8	9/10 - 1	90 - 100

Tabell 9. Beskrivelse av trinnene langs AD-IE Stadium i langtidssuksesjon for gjengroings-suksesjonen etter opphør av beiting og/eller slått, men uten tilplanting med trær (påvirkning: LM-KP Menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer langtids-suksesjon, klasse LM-KP_KC Opphør av bruk av semi-naturlig eng og strandeng), i NA-TK01 Semi-naturlig eng og NA-TK02 Semi-naturlig strandeng, med antatt ettersuksesjonsstadium NA-TB01 Fastmarksskogsmark. Estimert endringsgjeld er 3–4 ØAE (AD-TE_e Temmelig stor endringsgjeld). UE = Uinnløst endringsgjeld.

Kode	Trinnbetegnelse	UE	Beskrivelse
0	førsuksesjonsstadium	100	I bruk, uten tegn til gjengroing
a	initialstadium	95–100	Ikke i bruk. Noen få enkeltarters mengde avtar eller øker litt, som et første tegn på at artssammensetningen er i endring. På frisk, produktiv mark dekkes marka raskt av strø.
b	svært tidlig suksesjonsstadium	80–95	Høyvokste urter (høgstauder), f.eks. bregner, mjødukt og geitrams, har vandret inn og kan dominere flekkvis. Marka er oftest dekket av gammelt strø, som kan danne tjukke lag.
c	tidlig suksesjonsstadium	60–80	Vedvekster (busker og/eller ungplanter av trær) har begynt å etablere seg, først og fremst ved innvandring fra kanten. Høyvokste urter (høgstauder) dominerer på frisk mark. Artssammensetningen er fortsatt klart mer lik intakte enger (initialstadiet) fordi skogsarter mangler eller bare forekommer spredt og i liten mengde.
d	intermediært suksesjonsstadium	40–60	Gjenvekst med busker og/eller unge trær preger enga. Busker av f.eks. bjørk, rogn og hassel danner ofte tette kratt, men åpne flekker finnes fortsatt. De mest lyskrevende «engartene» er på sterk retur og finnes bare i åpninger. Artssammensetningen består av en blanding av «engarter» på veg ut og «skogsarter» i etableringsfasen. For klondannende skogsarter er enkeltklonene fortsatt lett å avgrense.
e	seint suksesjonsstadium	20–40	Gjenvekst med busker; unge og iblant også eldre trær dominerer. Tresjiktet er vanligvis velutviklet (se Tabell 7, og bidrar i så fall til at krattet i busksjiktet etter hvert blir mer åpent. «Engarter» finnes fortsatt, men spredt og i tydelig tilbakegang. Feltsjiktet har betydelig innslag av skyggetolerante «skogsarter». For klondannende skogsarter flyter klonene sammen og er ofte vanskelig å avgrense.
f	svært seint suksesjonsstadium	5–20	Tett tresjikt med eldre trær, dominert av eller på veg til å bli dominert av treslag i stedets naturgitte dominerende treslagsgruppe. Fortsatt finnes svært spredte innslag av «engarter», og artssammensetningen av skogsarter har enda ikke nådd den artsrikheten og/eller dekningen som forventes i ettersuksesjonsstadiet.
y	ettersuksesjonsstadium	0–5	Artssammensetning og dynamikk som forventet i en lite endret skogsmark

forløpet kan variere litt avhengig av lokale og regionale forhold, for eksempel viser Bratli & Halvorsen (2014) at semi-naturlige enger kan gro igjen via et tidlig suksesjonsstadium dominert av einer eller direkte med bjørk, gråor eller osp, avhengig av uttørkingsfaren på stedet. Likevel er det mulig, og dermed hensiktsmessig, å beskrive stadiene i suksesjonen fra NA-TK01 til NA-TB01 ved hjelp av generelle karakteristikk av suksesjonstrinnene langs AD-IE (Fig. 9, Tabell 6), som vist i Tabell 9. Under skoggrensa kan dessuten forløpet for innvandringen av vedplanter, som er vist i Tabell 7, være til stor hjelp når suksesjonstrinnet skal bestemmes.

Som eksempel på et gjengroingsforløp i semi-naturlig eng, har vi valgt tørrenger i Nordherad (Op: Vågå). Nordherad i Vågå er et «utvalgt kulturlandskap i jordbruket», som nå stedvis bærer preg av redusert bruk. Med få unntak (museal drift), opphørte utmarksslåtten

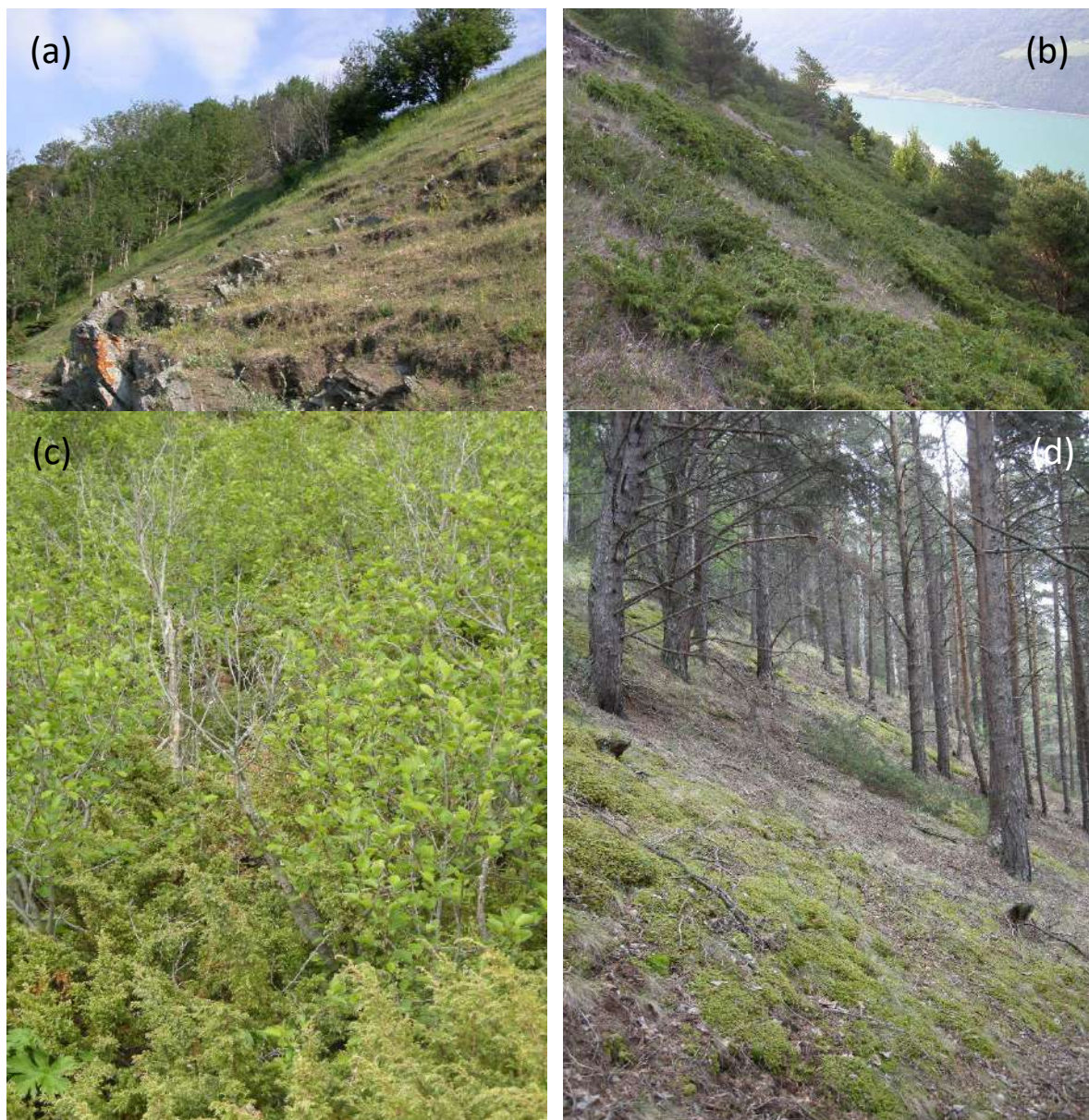
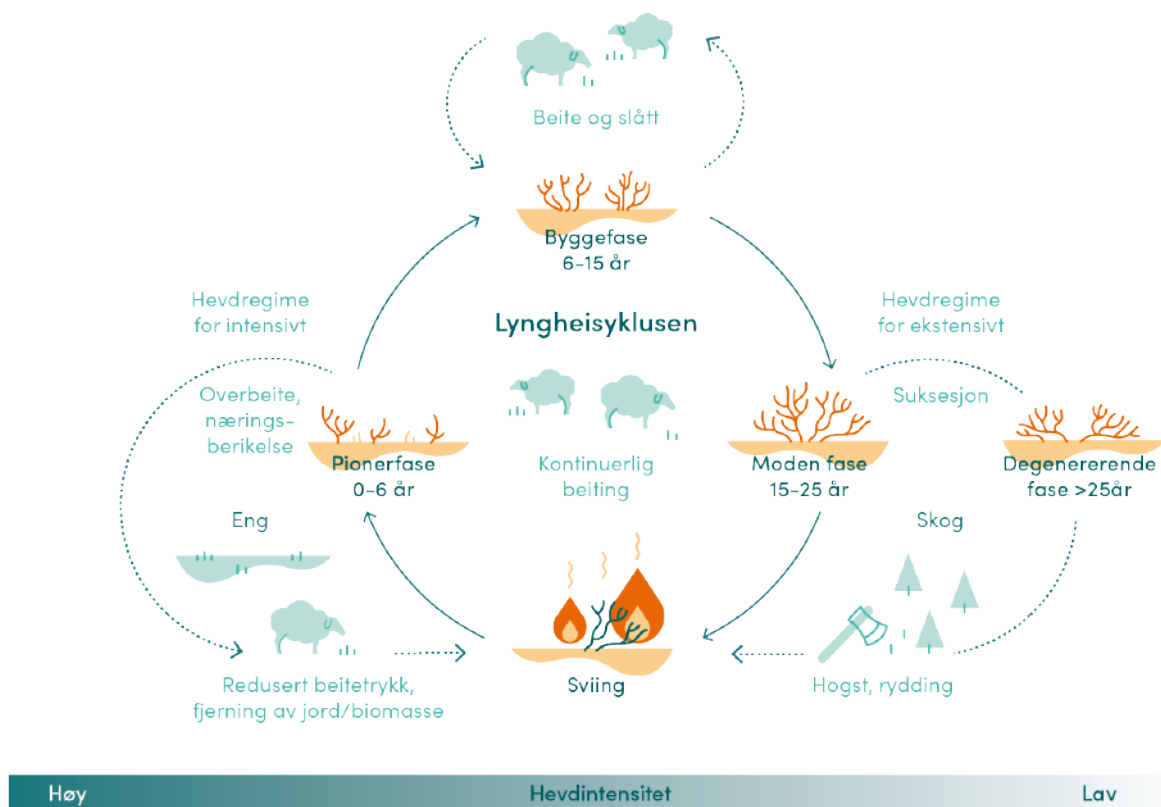


Fig. 13. Suksesjon i gjengroende tørrenger i Nordherad (Op: Vågå). (a) Klart kalkrik, åpen, semi-naturlig, ikke markryddet tørreng (NA-TK01-18) i aktiv bruk som beitemark. Dette er førsuksjonsstadiet i gjengroingssuksesjonen (AD-IE_0). (b) Tidlig suksesjonsstadium (AD-IE_c) med mosaikk mellom åpne engfragmenter og lavvokste einerkratt. (c) Seint gjenvekstsuksesjonsstadium (AD-IE_e), der bjørk vokser opp gjennom einerkratt som er i ferd med å åpne seg (AD-SX_c). (d) Ettersuksesjonsstadium av ensaldret, aldrende kalklyngfuruskog (NA-TB01-09) med sparsomt feltsjikt (AD-IE_y, AD-SX_e). Bildene (a) og (b) er tatt 2006 07 04, (c) og (d) er tatt 2008 06 19.

for flere tiår siden. De siste årene har også bruken av beitemarkene avtatt. Resultatet er omfattende gjengroing, som beskrevet av Bratli & Halvorsen (2014). Fig. 13 viser eksempler på ulike stadier i gjengroingen fra åpen tørreng til tørkeutsatt kalkfuruskog. Første stadium i gjengroingsprosessen er at einer, som det finnes mye av i gjengroende enger i området, etablerer seg. Ettersom ingen andre beitedyr enn geit spiser einer, kommer det opp små einerkratt allerede i svært tidlig suksesjonsstadium (AD-IE_b). Tradisjonell skjøtsel innebar manuell rydding av eineren. Einervirket ble dels utnyttet til vedfyring og en rekke andre



CC by: Velle LG, Egelkraut D, Davies GM, Kaland PE, Marrs R, Vandvik V 2021

Fig. 14. Lynghaisyklus i tradisjonell drift med lyngbrenning, beite, eventuelt også lyngslått. Ved opphør av drift starter en suksesjon mot fastmarksskogsmark. Opprinnelig basert på Gimingham (1972), omtegnet av L.G. Velle, D. Egelkraut, G.M. Davies, P.E. Kaland, R.H. Marrs & V. Vandvik (https://figshare.com/articles/figure/HeathlandCycle_-_Management_jpg/14207354/2). Denne versjonen er noe modifisert av Miljødirektoratet og stilt til disposisjon av Liv Guri Velle (pers. medd.).

formål, f.eks. som gjerde- og hesjestaur og til kledning (Høeg 1996), dels ble den brent på stedet. Dersom eineren ikke fjernes, brer einerbuskene seg utover bakken og vil, dersom det ikke opprettholdes et tilstrekkelig høyt beitetrykk, kolonisere alle åpninger. Fig. 13b



Fig. 15. Kystlyngheias utviklingsfaser (AD-KU). (a) Tidlig pionérfase (AD-KU_a) året etter tradisjonell lyngheibrenning (SF: Askvoll, 2019 08 02). (b) Moden fase (Ho: Lindås: Lygra, 2017 06 30).

illustrerer denne fasen. I det intermediære gjenvækstsuksesjonstrinnet (AD-IE_d) øker einerdekningen, og åpningene med rester av engvegetasjon lukkes gradvis igjen. De typiske tørrengartene holder stand til alle åpningene er borte og skygges deretter ut under eineren. I seint suksesjonsstadium (AD-IE_e, Fig. 13c) er marka helt dominert av einer. Da har de aller fleste typiske «engartene» forsvunnet, men et fåtall arter, ofte med lav vitalitet, kan fortsatt holde stand. Dette er først og fremst gras og andre arter som evner å vokse opp gjennom krattet så de når lyset, f.eks. rødsvingel *Festuca rubra* og dunhavre *Avenula pubescens*. Samtidig begynner «skogsarter» å etablere seg i einerstrøet, f.eks. tyttebær *Vaccinium vitis-idaea* og etasjemose *Hylocomium splendens*. Når eineren vokser, brer greinene seg utover marka fra et sentralt rotfestepunkt. Når buskene blir eldre, åpner krattene seg i midten. Mange arter får da mulighet til å etablere seg, blant annet trær (Fig. 13c). Bjørk, gråor, rogn og selje er de viktigste gjengroingstreslagene i innlandet. Men eineren er en lyskrevende

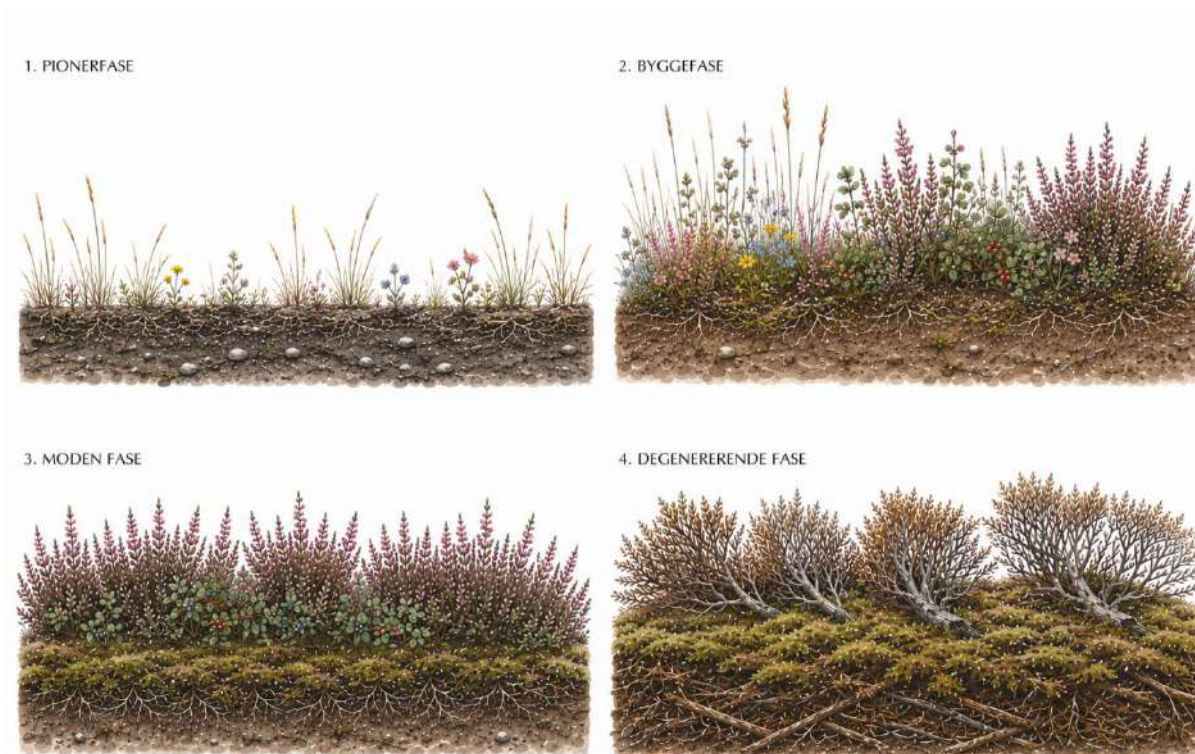


Fig. 16. Konseptfigur som viser de fire fasene i kystlyngheias utvikling (AD-KU Kystlyngheias utviklingsfaser), fra pionerfase til degenererende fase, med tradisjonell lyngheiskjøtsel. De tre første fasene, (pionerfasen, byggefasen og moden fase) utgjør førsuksesjonsstadiet i den suksesjonen mot fastmarksskogsmark som starter dersom skjøtselen opphører. Pionerfasen (AD-KU_a) kjennetegnes av åpen mark med spirende røsslyng og relativt høy dekning av graminider (gras og starr) og urter. I byggefasen (AD-KU_b) øker røsslyngen raskt i dekning og høyde, og flere lyngarter kan etablere seg. I moden fase (AD-KU_c) dominerer fortsatt røsslyng. Dekningen av moser, lav og noen karplanter øker, mens urter og gras går litt tilbake. Når skjøtselen opphører og moden fase går over i degenereringsfasen (AD-KU_d), går lyngheia fra førsuksesjonsstadium til initialstadium i en langtidssuksesjon mot fastmarksskogsmark. Røsslyngen blir glissen og får «reduisert kondisjon», innslaget av moser, lav, gras og etter hvert også busker og trær, fortsetter å øke. Figuren er utarbeidet av L.G. Velle med bruk av OpenAI basert på faglige beskrivelser av vegetasjonsutvikling og artssammensetning. Fra Jokerud et al. (2026).



Fig. 17. De ulike fasene i gjengroings-suksesjonen i kystlynghei (NA-TK03) etter at tradisjonell lyngheiskjøtsel med lyngbrenning har opphørt (LM-KP_KB); se Tabell 4.2–4 for mer detaljert karakteristik av hvert trinn. I før suksjonsstadiet (LM-KP_0) er kystlyngheia intakt, og skjøttes ved beiting og regelmessig brenning. I initialstadiet (LM-KP_a) har skjøtselen opphørt, men vegetasjonen er fortsatt lite endret og røsslyngen er i god kondisjon. I svært tidlig suksjonsstadium (LM-KP_b) er røsslyngen grovokst, og arter som er typiske for pioner- og byggefasen har begynt å gå tilbake. I tidlig suksjonsstadium (LM-KP_c) er røsslyngen degenererende, strø- og moselaget øker i dekning og tykkelse, og tidligsuksjonsarter blir sjeldnere. Intermediært suksjonsstadium (LM-KP_d) kjennetegnes ved at gjengroingen er lett observerbar, med økende innslag av einer, andre busker og unge løvtrær. I seint suksjonsstadium (LM-KP_e) er busker godt etablert og danner tette kratt, og i svært seint suksjonsstadium (LM-KP_f) dominerer busker og trær vegetasjonen, og området får gradvis skogpreg. I denne fasen avtar dekningen i busksjiktet på grunn av redusert lystilgang. I ettersuksjonsstadium er suksesjonen avsluttet, og kystlyngheia er erstattet av fastmarksskogsmark (NA-TB01). Figuren er utarbeidet av L.G. Velle med bruk av OpenAI basert på faglige beskrivelser av vegetasjonsutvikling og artssammensetning. Fra Jokerud et al. (2026).

art, og etter hvert som trærne blir større, blir eineren mindre vital. I svært seint gjenvekstsuksjonsstadium (AD-IE_f) er eineren klart på veg ut, noe som vises av mye død einer i busksjiktet. Lauvtresjiktet tetner til, men det går fortsatt noen tiår før furua, som er naturgitt dominerende treslag i lyngskog i denne delen av landet, har gjenfunnet dominans i tresjiktet.

4.2.3 Gjengroings-suksesjon i kystlynghei

Kystlyngheier (NA-TK03) skiller seg fra semi-naturlige enger (NA-TK01) ved at lyngheibrenning er nøkkelelementet i det tradisjonelle skjøtselsregimet (Kaland & Kvamme

Tabell 10. Beskrivelse av trinnene langs AD-IE Stadium i langtidssuksesjon for gjengroings-suksesjonen fra NA-TK03 Kystlynghei til NA-TB01 Fastmarksskogsmark etter opphør av beiting og tradisjonell lyngheibrenning (påvirkning: LM-KP Menneskepåvirkning som utløser endringsgjeld og initierer langtidssuksesjon, klasse LM-KP_KB Opphør av bruk av kystlynghei), men uten tilplanting med trær. Estimert endringsgjeld er 2–3 ØAE (AD-IE_d Vesentlig endringsgjeld). Hovedpunkter i beskrivelsen er vist i fet skrift. UE = Uinnløst endringsgjeld.

Kode	Trinnbetegnelse	UE	Beskrivelse
0	førsuksesjons-stadium	100	Intakt, skjøttet kystlynghei i pionérfase, byggefase eller moden fase. Kystlyngheia blir skjøttet med beiting og regelmessig brenning. Sjøl om beitedyr ikke alltid kan observeres, er spor etter beiting (møkk, tråkk, ull, avbeitet vegetasjon) ofte synlig. Ensartede områder der røsslyngen er i samme utviklingsfase er et typisk spor etter tidligere lyngbranner (sjøl om nye brannflater ikke er synlig). Artssammensetningen i førsuksesjons-stadiet varierer med lokale miljøforhold (grunntype av NA-TK03), regionalt langs bioklimatiske gradienter og tid siden siste lyngheibrenning.
a	initialstadium	95–100	Lyngheia entrer degenereringsfasen; skjøtselen har opphørt, men vegetasjonen er fortsatt lite endret. Det finnes ikke lenger synlige beitespor i lyngheia (avbeite årsskudd i toppen av røsslyngen, eller beitespor på gras) eller synlige brannflater i pionerfase, men røsslyngen er fortsatt i god kondisjon. Det er bare små endringer i artssammensetningen sammenlignet med førsuksesjonsstadiet. Arter som er typiske for pionerfasen og byggefase finnes fortsatt. Gjengroing med busker har fortsatt ikke begynt (merk at busker kan finnes naturlig i et kystlyngheilandskap, særlig i forsenkinger i terrenget).
b	svært tidlig suksesjonsstadium	80–95	Midlere degenereringsfase; røsslyngen er storvokst, og arter fra tidligere utviklingsfaser er i tilbakegang. Mesteparten av røsslyngen har blitt grov-vokst, og skulle ha vært brent for lengst. Beitespor mangler. Arter som er typiske for pionerfasen og byggefase er i klar tilbakegang. Eksempler på slike arter er tepperot <i>Potentilla erecta</i> , tiriltunge <i>Lotus corniculatus</i> , kystmaure <i>Galium saxatile</i> , heiblåfjær <i>Polygala serpyllifolia</i> , flekkmariehånd <i>Dactylorhiza maculata</i> , blåklokke <i>Campanula rotundifolia</i> , sauesvingel <i>Festuca ovina</i> , rødsvingel <i>Festuca rubra</i> , smyle <i>Avenella flexuosa</i> , engkvein <i>Agrictis capillaris</i> , hundekvein <i>Agristis canina</i> og gulaks <i>Ant-hoxanthum odoratum</i> . Gjengroing med busker har fortsatt ikke begynt.
c	tidlig suksesjonsstadium	60–80	Sein degenereringsfase; røsslyngen er sterkt forvedet, strømengden og mosedekningen øker. Mesteparten av røsslyngen er grovokst med høy andel forvedet materiale. Røsslyngplantene begynner å bre seg utover (særlig typisk i den sørlige delen av landet). Bunnsjiktet får et lag av strø og mattedannende moser. Dette laget er tykkere enn i lynghei i god tilstand, og kan bli over 5 cm tykt. Arter som er typisk for pionerfase og byggefase forekommer sparsomt (se artslista over). Bortsett fra spredte forekomster av einer (som også kan finnes spredt i intakt kystlynghei), har gjengroing med busker fortsatt ikke begynt.
d	intermediært suksesjonsstadium	40–60	Begynnende gjengroing med einer, andre busker og forekomst av unge trær. Mesteparten av lyngen er svært grovokst og i dårlig kondisjon, bunnsjiktet er tykkere enn normalt, og en spredt gjengroing med vedplanter har startet. Andelen av einer er klart høyere enn det som er vanlig i kystlynghei, og viser at det er lenge siden siste brenning (einer er følsom for brenning). Kratt av einer og andre busker brer seg utover. Spredningen skjer gjerne fra forsenkinger, skrenter og andre steder i landskapet der det normalt forekommer busker og trær. Boreale lauvtrær som bjørk, osp, rogn og selje begynner å etablere seg, blant annet ved å vokse opp gjennom åpninger i einerkrattene.

Tabell 10 (forts.)

Kode	Trinnbetegnelse	UE	Beskrivelse
e	seint suksjesjonsstadium	20–40	Buskdominert gjengroingsfase, ofte med tette kratt; unge trær i god vekst. Røsslyngen har mistet preget av skjøtsel, er buskaktig, forvedet og i klar tilbakegang. Busker, først og fremst av einer, er godt etablert og danner stedvis tette kratt. Ungplantene av treslagene blir til trær og danner en ungskog (AD-SX_b).
f	svært seint suksjesjonsstadium	5–20	Trær og busker dominerer vegetasjonen, området får gradvis sterkere karakter av skog. Trærne vokser og danner et mer eller mindre kontinuerlig kronedekke. Avtakende lystilgang reduserer busksjiktets vitalitet. Innslaget av «skogsarter» øker.
y	ettersuksjesjonsstadium	0–5	Kystlyngheia er erstattet av fastmarksskogsmark. Undervegetasjonen er preget av «skogsarter», blant annet lyngarter. Røsslyng forekommer fortsatt og kan dominere på mark med høy uttørkingsfare (lyng- og lavskog).

2013). Lyngheiene svis av med 15–25 års mellomrom, noe sjeldnere mot nord der klimaet er kjøligere og prosessene går saktere. I løpet av en lyngheisyklus gjennomgår lyngheia stadier som til forveksling likner på stadiene i en gjengroingssuksjesjon på ei kalkfattig semi-naturlig eng, med økende dekning av røsslyng på bekostning av gras. Det er derfor nødvendig å trekke et prinsipielt skille mellom avslutningen på den ordinære lyngheisyklusen og begynnelsen på gjengroingssuksjesjonen. Fig. 14 illustrerer lyngheisyklusens tre ordinære faser, som i NiN 3 beskrives som trinn langs variabelen AD-KU Kystlyngheias utviklingsfaser; AD-KU_a Pionérfase (Fig. 15a, 16), AD-KU_b Byggefase og AD-KU_c Moden fase (Fig. 15b, 16). I moden fase avtar røsslyngplantenes vekst, greinene blir tykkere og mer forvedet og andelen grønn plantebiomasse avtar. Da reduseres også beiteverdien, og det er på tide å brenne lyngen for å nullstille igjen slik at røsslyngsyklusen. Dersom lyngen ikke brennes i moden fase, går lyngheia inn i AD-KU_d Degenereringsfase. Da fortsetter forvedingsprosessen og suksjesjonen går videre mot ettersuksjesjonsstadiet som er fastmarksskogsmark (Fig. 17). Tabell 10 inneholder detaljerte beskrivelser av alle stadiene i suksjesjonen fra intakt kystlyngheia til ettersuksjesjonsstadium av fastmarksskogsmark.

4.2.4 Primær suksjesjon på sterkt endret fastmark

Primære suksjesjoner skiller seg fra sekundære suksjesjoner ved at det ikke finnes noe jordsmonn som gir gode etableringsforhold for karplanter i initialstadiet. Menneskebetingete langvarige primærsuksjesjoner på fastmark finner sted når sterkt endret ikke-jordbruksmark «overlates til naturen». Typiske eksempler er en veg som rettes ut eller legges i tunnel slik at den gamle strekningen tas ut av bruk, et grus- eller steindeponi som overlates til «naturlig» utvikling, og et sand- og grustak som ikke lenger er i bruk.

Det er stor forskjell på suksjesjonsforløpene på løs fastmark (NA-TM03 Løs sterkt endret fastmark; påvirkning LM-KP_KE Opphørt vedlikehold av løs sterkt endret fastmark) og på hard fastmark (NA-TM01 Hard sterkt endret fastmark; påvirkning LM-KP_KF Opphørt vedlikehold av hard sterkt endret fastmark). Løs fastmark legger bedre til rette for immigrasjon av mer eller mindre tilfeldige pionérrarter og gjennomgår derfor typisk en tidligsuksjesjonsfase (trinnene AD-IE_ab) med en artssammensetning som kan divergere sterkt fra det forventete ettersuksjesjonsstadiet (se f.eks. Rydgren et al. 2019). Det er grunnen til at suksjesjonslengden for LM-KP_KE er satt til 4–5 ØAE (AD-TE_f). På hard

Tabell 11. Beskrivelse av trinnene langs AD-IE Stadium i langtidssuksesjon for suksesjoner som initieres av at NA-TM03 Løs sterkt endret fastmark eller steindominert NA-TM01 Hard sterkt endret fastmark under skoggrensa overlates til «naturlig» utvikling. Estimert endringsgjeld er henholdsvis 4–5 ØAE (AD-TE_f Mer enn full artsutskifting) og 3–4 ØAE (AD-TE_e Full artsutskifting). UE = Uinnløst endringsgjeld.

Kode	Trinnbetegnelse	UE	Beskrivelse for gitt førsuksesjonsstadium	
			Løs sterkt endret fastmark	Hard sterkt endret fastmark
0	førsuksesjonsstadium	100	Intakt sterkt endret system (sandtak, grustak, asfaltert veg, jorddekt vegskråning etc.)	Intakt sterkt endret system (vegskjæring, steindeponi etc.)
a	initialstadium	95–100	Enkeltforekomster av pionérarter, typisk ugrasarter og andre ruderaler, begynner å dukke opp. Eksempler på slike arter er løvetann <i>Taraxacum</i> spp., ugrasvegrose <i>Ceratodon purpureus</i> , pestbråtemose <i>Funaria hydrometrica</i> og tvarerose <i>Marchantia polymorpha</i> .	Første tegn til påvekst på mineralmaterialet (alger, skorpelav)
b	svært tidlig suksesjonsstadium	80–95	Pionérartene når sitt optimum.	Større deler av mineralmaterialet har påvekst av alger, lav og/eller moser
c	tidlig suksesjonsstadium	60–80	Pionérartene begynner å gå tilbake, og de første artene som er typisk for mer stabil, jorddekt mark begynner å dukke opp, inkludert vedplanter.	Substratoverflata er mer eller mindre fullstendig dekket av moser og/eller lav, og stedvis begynner det å samle seg et tynt jordlag under kryptogamene. De første karplantene kan begynne å spire i mosen.
d	intermediært suksesjonsstadium	40–60	Pionerplantene er i sterk tilbakegang og kan mangle helt. Marka har spredt forekomst av karplanter, inkludert busker.	Spredt forekomst av karplanter.
e	seint suksesjonsstadium	20–40	Gjenvekst med busker og (under skoggrensa) unge trær dominerer. Under skoggrensa er tresjiktet vanligvis velutviklet (se Tabell 7) og bidrar i så fall til at krattet gradvis åpner seg. Feltsjiktet har innslag av skyggetolerante «skogsarter». Klonene av klonale «skogsarter» kan tydelig identifiseres.	
f	svært seint suksesjonsstadium	5–20	Tett tresjikt med eldre trær, dominert av eller på veg til å bli dominert av treslag i stedets naturgitte dominerende treslagsgruppe. Artssammensetningen av «skogsarter» har enda ikke nådd den artsrikheten og/eller dekningen som forventes i ettersuksesjonsstadiet.	
y	ettersuksesjonsstadium	0–5	Artssammensetning og dynamikk som forventet i en lite endret skogsmark.	

fastmark forventes derimot en gradvis utvikling av en artssammensetning som er typisk for nakent mineralsubstrat (NA-TA01 Nakent berg eller NA-TD01 Rasmark), anslagsvis tilsvarende 3–4 ØAE (AD-TE_e).

Suksesjoner som starter i andre hovedtypegrupper (NA-TM02 Ny hard fastmark på tørrlagt ferskvannsbunn, NA-TM04 Ny løs fastmark på tørrlagt ferskvannsbunn og NA-TM05 Ny løs fastmark på drenert våtmark) har forløp som er vanskelig å generalisere fordi de avhenger sterkt av lokale miljøforhold både før og etter påvirkningen, forskjeller i påvirkning (LM-KP_KG Drenering av våtmark, LM-KP_KH Endring av vannføring i elv; LM-KI Endret vannføringsregime i elv; LM-KP_KJ Senket vannstand i innsjø; og LM-KK Endret vannføringsregime i innsjø) og endringer av koloneringsbetingelsene undervegs i suksesjonsforløpet.

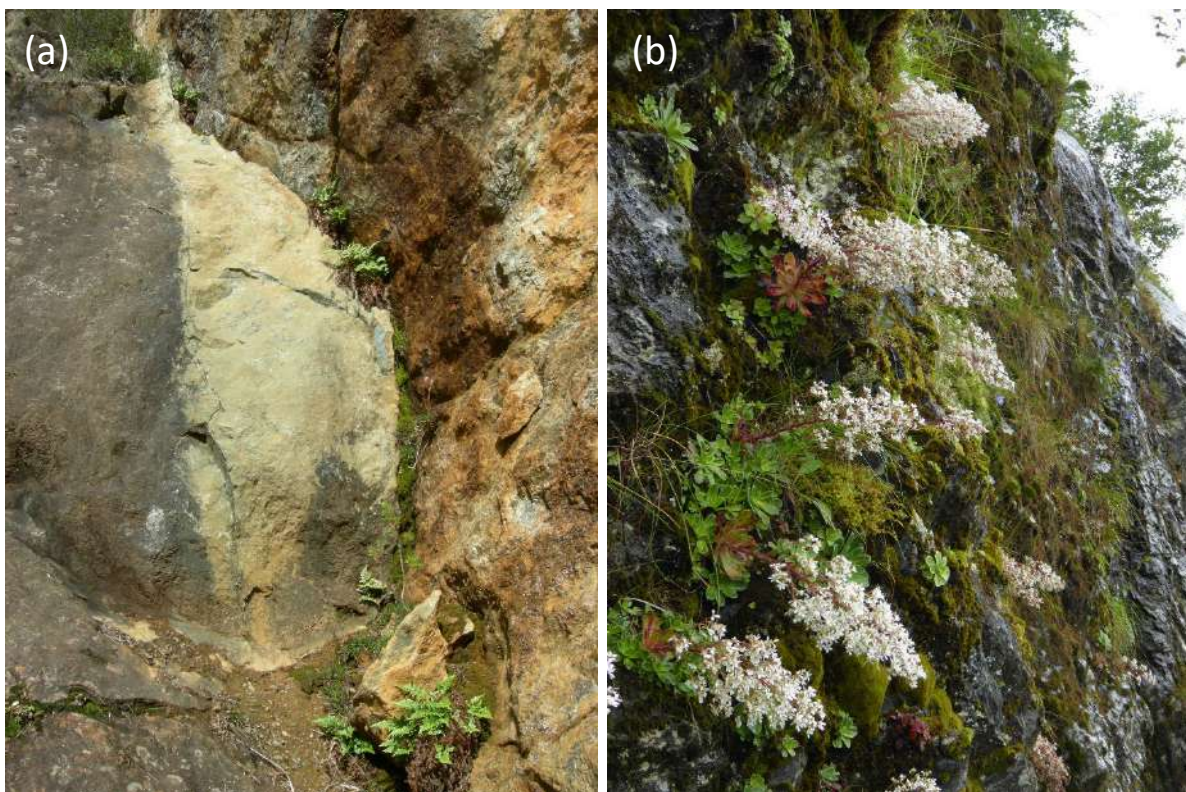


Fig. 18. Eksempler på vegskjæringer i ulike suksesjonstrinn. (a) Vegskjæring i gammelt olivinsteinbrudd med nakne bergflater som utvilsomt tilhører NA-TM01-01 Hard sterkt endret fastmark av lite modifisert substrat. MR: Volda: Ø f Bjørkedalsvatnet 2007 08 01. (b) Gammel, skyggefull, overrislet vegskjæring med høy mosedekning og rikelig forekomst av bergfrue *Saxifraga cotyledon*, som kan beskrives som en mosaikk av NA-TA01 Nakent berg og NA-TA02 Åpen grunnlendt mark. SF: Førde 2017 07 18.

For slike suksesjoner skal suksesjonstrinn angis ved bruk av beste skjønn med utgangspunkt i en estimert suksesjonslengde på 5–6 ØAE (AD-TE_g).

Suksesjoner på løs og på steindominert hard sterkt endret fastmark som overlates til naturlig utvikling, kan generaliseres til et forløp som vist i Tabell 11. Mens de første suksesjonstrinnene på løs sterkt endret fastmark passerer i løpet av få år, går suksesjoner på hard sterkt endret fastmark vanligvis mye langsommere. På grove og svært grove blokker og nye eksponerte bergflater (f.eks.



Fig. 19. Steintipp foran demningen av Styggevatnet (SF: Luster: Jostedalen), anlagt 1989 og fotografert 2006 07 03. Steintippen, som er grusdominert og derfor tilhører NA-TM03 Løs sterkt endret fastmark, gjennomgår en langtidssuksesjon mot NA-TA03 Arktisk-alpin hei og leside. Variasjonen i grønnfarge på steintippen indikerer at den på fotografieringstidspunktet er i tidlig og svært tidlig suksesjonsstadium (AD-IE_bc).

vegskjæringer) ender suksesjonen oftest i et langvarig mellomsuksesjonsstadium eller varig ettersuksesjonsstadium av NA-TA01 Nakent berg. Slike suksesjoner har knapt blitt undersøkt, og både forventet suksesjonsveg og trinnene på vegen mot ettersuksesjonsstadiet er mangelfullt kjent. I slike tilfelles anbefales derfor som en pragmatisk løsning å plassere suksesjoner på sterkt endret, grovt fastmarkssubstrat i NA-TM01 inntil artssammensetningen ser ut til å tilfredsstille kriteriet for ettersuksesjonsstadiet (Fig. 18).

Suksesjonsforløpene i Tabell 11 er idealiserte, *fullstendige* suksesjonsforløp på løst og relativt finkornet fast sterkt endret fastmark under skoggrensa. Det er imidlertid ingen garanti for at et suksesjonsforløp på nytt mineralsubstrat noen gang vil nå et ettersuksesjonsstadium av fastmarksskogsmark (NA-TB01) eller, over skoggrensa, NA-TA03 Arktisk-alpin fjellhei og leside. Et eksempel på menneskeskapt natur som det kan vise seg vanskelig å «tilbakeføre» til noe som likner naturgitte økosystemer i samme område, er steintipper i fjellet (Rydgren et al. 2011a, 2011b, 2019; se Fig. 19).

4.3 Menneskebettinget suksesjon på våtmark

4.3.1 Suksesjon etter grøfting av myr

Myr utgjør det meste av arealet innenfor hovedtypegruppa NA-V Våtmarkssystemer. Fram til for få tiår siden ble myrer drenert for oppdyrking og skogreising, og benyttet til torvtekt for brensel og torvstrø (Løddesøl 1948, Vethe 1952). Etter at myrenes betydning for det globale karbonkretsløpet har blitt bedre forstått (f.eks. Anonym 2020, Gearey et al. 2025) har dette endret seg, og drenering eller annen ødeleggelse av myr skal nå som hovedregel ikke skje. Av en estimert total andel våtmark på 13,9 % av det norske landarealet (ca. 45 000 km²), er anslagsvis 15 % (2,2 % av landarealet) utnyttet til ulike formål (Moen et al. 2017, Bryn et al. 2018). Dreneringsaktiviteten var størst på 1920- og 1930-tallet da myrer ble grøftet som nødsarbeid i tider med stor arbeidsledighet. Mellom 1950 og 1980 ble store myrområder maskinelt grøftet. Anonym (2020) oppgir at det i perioden 1919–46 ble grøftet ca. 2000 km² myr for oppdyrking og ca. 4000 km² for skogreising og at det ble grøftet 2460 km² skogsmark og myr mellom 1946 og 2007. Totalt er anslagsvis 290 km² påvirket av uttak til brenntorv. Tilgang på torv til brensel og strø hadde uvurderlig betydning for bosetting og jordbruk i det avskogete kystlyngheilandskapet.

Andelen grøftete myrer er størst i lavlandet og der adkomsten var enkel. Kalkrike myrer har vært særlig utsatt for drenering. Dreneringsaktiviteten avtok på 1990-tallet, og etter 2007 har det ikke vært tillatt å drenere myr for skogreisingsformål i Norge. Seinere har nye forskrifter strammet inn muligheten til nydyrking på myr og til å vedlikeholde eldre grøfter.

At det gjennom de siste ca. 25 årene knapt har blitt nygrøftet myr, har stor betydning for muligheten til presis karakterisering av myrer som er i suksesjon etter grøfting. Liksom de aller fleste andre suksesjoner, finner de største endringene i miljøforhold og artssammensetning etter grøfting sted i løpet av de første få årene etter at inngrepet fant sted. Det betyr at grøftete myrer nå, med få unntak, har kommet så langt i suksesjonsforløpet at det er relativt enkelt å vurdere hvilket ettersuksesjonsstadium som er sannsynlig og, hvis en suksesjon pågår fortsatt, på hvilket suksesjonstrinn den befinner seg. Historiske flybilder kan være til svært god hjelp for å bestemme omtrentlig grøftingstidspunkt, eventuelt om

grøftingen fant sted før regelmessig flyfotografering startet opp. I så fall kan myra allerede ha nådd ettersuksjonsstadiet. For myrer som ble grøftet etter eldste tilgjengelige historiske flybilde ble tatt, vil flybildene også være til stor hjelp for å bestemme førsuksjonsstadiet og dermed den totale endringgjelda.

I NiN 3 deles suksesjoner i to hovedkategorier på grunnlag av forventet total endringsgjeld (Fig. 4, 9); korttidssuksesjoner med endringsgjeld $< 2 \text{ } \emptyset\text{AE}$ ($\text{AD-TE} \leq c$) og langtidssuksesjoner med endringsgjeld $> 2 \text{ } \emptyset\text{AE}$ ($\text{AD-TE} \geq d$). Suksesjoner der før- og ettersuksjonsstadiene tilhører samme hovedtype skal anses for korttidssuksesjoner, mens suksesjoner som innebærer overgang mellom hovedtyper, skal anses for langtidssuksesjoner uavhengig av hvor lang tid suksesjonsforløpet tar. Disse kriteriene er harmonisert med kriteriet for å skille hovedtypene for naturgitt åpen myr (NA-VA01 Åpen jordvannsmyr og NA-VF01 Nedbørmyr-skogsmark) fra tilsvarende grunntyper for NA-VM01 Sterkt endret torvmark (henholdsvis NA-VM01-01,02,03 for grøftet jordvannsmyr og NA-VM01-04 for grøftet nedbørsmyr). For at en intakt myr skal bli sterkt endret på grunn av grøfting, må ett av to kriterier være oppfylt: (1) overgang fra åpen til tresatt myr; eller (2) hvis ettersuksjonsstadiet er åpen myr, vesentlig endring i artssammensetning ($\geq 2 \text{ } \emptyset\text{AE}$). Kriterium (2) krever at grøftingen fører til at mykmatter blir høye fastmatter og/eller at lave

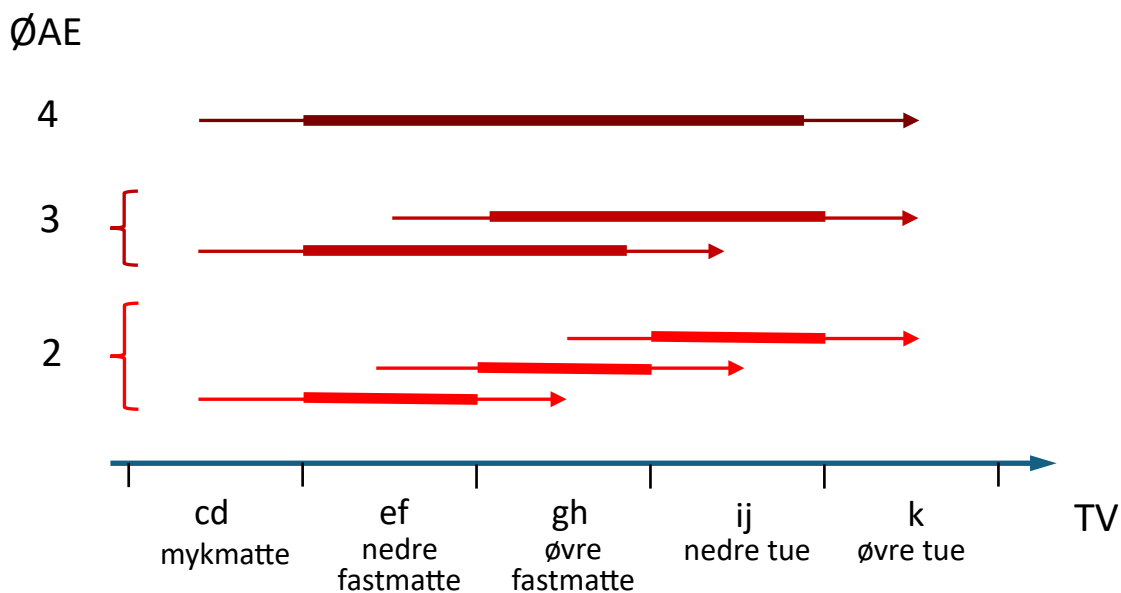


Fig. 20. Sammenhengen mellom suksesjonslengde målt i økologiske avstandenheter ($\emptyset\text{AE}$) ved mulige langtidssuksesjonsforløp etter grøfting av åpen myr eller våtmarksskogsmark, når ettersuksjonsstadiet har samme tresjiktstatus (fra åpen myr til åpen myr eller fra tresatt myr til tresatt myr). I alle tilfeller der forskjellen mellom før- og ettersuksjonsstadiet er $\geq 2 \text{ } \emptyset\text{AE}$, finner det sted en overgang til sterkt grøftet torvmark (NA-VM01). TV = LM-TV Tørrleggingsvarighet, angitt med basistrinn. Tallene i venstre kolonne angir suksesjonslengde, rundet av nedover til nærmeste hele tall. Suksesjonslengde 2 (2–3 $\emptyset\text{AE}$) svarer til AD-TE_d Vesentlig endringsgjeld; 3 (3–4 $\emptyset\text{AE}$) svarer til AD-TE_e Temmelig stor endringsgjeld og 4 (4–5 $\emptyset\text{AE}$) svarer til AD-TE_f Full artsutskifting. Suksesjonsforløpet fra førsuksjonsstadium til ettersuksjonsstadium er angitt med pil; de sentrale tre suksesonstrinnene (AD-IE_c,d,e; jf. Tabell 6) er angitt med tjukk strek.

fastmatter blir til tuer (jf. inndelingen av NA-VA01 og NA-VF01 i fem grunntypeserier langs LM-TV Tørrleggingsvarighet; se Fig. 20). Korttidssuksesjoner etter grøfting av myr har vanligvis nådd ettersuksjonsstadiet etter 25 år, men kan fortsatt være i seint suksesjonsstadium (AD-IK_b).

Et nyttig praktisk kriterium på langtidssuksesjon som følge av grøfting, er om myra har blitt tresatt eller ikke etter inngrepet. Ny tresetting innebærer alltid skifte av hovedtype. Sammenlikning mellom flybilder tatt til ulike tidspunkter gir nyttig informasjon om tresjiktutviklingen. Pågående endring i tresjiktets høyde og/eller dekning indikerer at ettersuksjonsstadiet fortsatt ikke er nådd.

Reglene for kategorisering av suksesjoner etter grøfting av myr (påvirkningen LM-KP_KG Drenering av våtmark eller KM-KP_KB Mindre drenering av våtmark) er oppsummert i Boks 1, som også inneholder en nøkkel til de viktigste suksesjonsforløpene på grøftet våtmark.

Langtidssuksesjoner etter grøfting av myr følger i hovedtrekk samme mønster som sekundære suksesjoner på fastmark (se kapittel 4.2), f.eks. med hensyn til forekomst og

Boks 1. Nøkkel til kategorisering av suksesjonsforløp etter grøfting av våtmark (påvirkningene LM-KP_KG Drenering av våtmark eller KM-KP_KB Mindre drenering av våtmark).

A1 Ettersuksjonsstadiet er nådd (på observasjonstidspunktet)

B1 Langtidssuksesjon: grøftingen utløste endring i artssammensetning $> 2 \text{ } \emptyset\text{AE}$ (AD-TE \geq d)

C1 Ettersuksjonsstadiet er våtmark

D1 Økosystemet er fortsatt torvproduserende: **NA-VM01 Sterkt endret torvmark**, grunntyper 01-03 (førsuksjonsstadium NA-VA01) eller 04 (fra NA-VF01)

D2 Økosystemet er ikke lenger torvproduserende: **NA-VM04 Sterkt endret, ikke torvproduserende våtmark**, grunntype 01 Sterkt endret, ikke torvproduserende grøftet myr

C2 Ettersuksjonsstadiet er fastmark: **NA-TM05 Ny løs fastmark på drenert våtmark**, grunntype 01 (førsuksjonsstadium NA-VA01) eller 02 (fra NA-VF01)

B2 Korttidssuksesjon: grøftingen utløste endring i artssammensetning $< 2 \text{ } \emptyset\text{AE}$ (AD-TE \leq c): Opprinnelig hovedtype beholdes

A2 Ettersuksjonsstadiet er ikke nådd; suksesjonen pågår fortsatt (trær i fortsatt vekst eller andre tegn på at myra fortsatt dreneres eller at endringsgjelda ikke er innfridd)

B1 Langtidssuksesjon: grøftingen utløste endring i artssammensetning $> 2 \text{ } \emptyset\text{AE}$ (AD-TE \geq d)

C1 Ettersuksjonsstadiet er våtmark

D1 Økosystemet er fortsatt torvproduserende: **NA-VM01 Sterkt endret torvmark**, grunntyper 01-03 (førsuksjonsstadium NA-VA01) eller 04 (fra NA-VF01)

D2 Økosystemet er ikke lenger torvproduserende: **NA-VM04 Sterkt endret, ikke torvproduserende våtmark**, grunntype 01 Sterkt endret, ikke torvproduserende grøftet myr

C2 Ettersuksjonsstadiet er fastmark: **NA-TM05 Ny løs fastmark på drenert våtmark**, grunntype 01 (førsuksjonsstadium NA-VA01) eller 02 (fra NA-VF01)

B2 Korttidssuksesjon: grøftingen utløste endring i artssammensetning $< 2 \text{ } \emptyset\text{AE}$ (AD-TE \leq c): Opprinnelig hovedtype beholdes.

dekning av vedvekster under suksesjonsforløpet (Tabell 12). Viktige forskjeller er imidlertid at tresjksutviklingen på nedbørsmyr og kalkfattig jordvannsmyr går mye langsommere enn på fastmark og at tresjksdekningen i ettersuksesjonsstadiet (SA-AG Dekning av gjenvekstrær) vanligvis er mye lavere.

Suksesjoner etter grøfting av våtmark skiller seg fra sekundære suksesjoner på klart endret fastmark ved at overgangen til ny hovedtype ikke skjer mellom svært seint suksesjonsstadium og ettersuksesjonsstadiet (mellom AD-IE_f og y), men tidligere i suksesjonsforløpet (Tabell 12). Avhengig av suksesjonsforløpet, kan det finne sted inntil to hovedtypeoverganger: (1) Når kriteriet for grøftet myr er tilfredsstilt (endring i artssammensetning $> 2 \text{ } \emptyset\text{AE}$); og (2) når den tidligere våtmarka har blitt fastmark.

Vanlige langtidssuksesjoner etter grøfting av våtmark kan generaliseres til tre forløp, som vist i Tabell 12. For pågående suksesjoner innenfor rammen av åpen myr eller innenfor rammen av tresatt myr, skal først suksesjonslengden estimeres på grunnlag av forventet maksimal endring langs LM-TV Tørrleggingsvarighet, dernest skal suksesjonstrinnet beregnes på grunnlag av hvor stor del av endringsgjelda som er innløst (Fig. 20). Korttidssuksesjoner har et enklere forløp, oppsummert i Tabell 13.

Torv er et kompakt substrat med svært stor evne til å holde på vannet (Clymo 1983). I ei intakt torvmark er det liten vannbevegelse, både horisontalt og vertikalt – en forutsetning for at høgmyrmasiv kan ha konvekst grunnvannsspeil. En følge av dette, er at ei grøft gjennom ei myr har en lokal dreneringseffekt, og at systematisk grøfting med kort avstand mellom grøftene er nødvendig for fullstendig drenering at et helt myrmasiv. Mye av den grøftingen som er gjort i Norge, har skjedd uten en slik klar plan. Mange myrer har derfor én eller noen få grøfter, f.eks. er ofte laggen rundt høgmyrer grøftet mens den sentrale myrflata fortsatt er nesten intakt.

Tilordningen av grøftet myr til naturtype skal gjenspeile grøftingens effekt på miljøforholdene, først og fremst vannstandsvekslingsregimet, slik den gir seg utslag i artssammensetningen. Landry & Rochefort (2012) oppsummerer studier av den romlige effekten av grøfting, som viser at effekter av grøfting på overflatetorva kan spores inntil 100, i ekstreme tilfeller 200 meter fra grøfta, mens effekten på dypere torvlag kan spores inntil 25(–50 m) unna. Faktorer som påvirker hvor langt unna ei grøft det er mulig å spore en dreneringseffekt, er myras helning, hvor lang tid som har gått siden grøftene ble gravd, hvordan grøftene er plassert i forhold til hverandre og hvor dype de er (Brække 1983). Landry & Rochefort (2012) konkluderer at det er umulig å definere noen fast avstand der det kan forventes at ei grøft ikke lenger har noen effekt fordi dette vil variere fra myr til myr. Som en grov generalisering kan vi si at det forventes en effekt innenfor en avstand fra grøfta på middels lokal romlig skala (lineær utstrekning 10–100 m; se Halvorsen et al. 2023: Tabell 1). Innenfor området der grøfta har effekt skal bare deler der grøftingen har hatt vesentlig effekt, det vil si der artssammensetningen har endret seg minst $2 \text{ } \emptyset\text{AE}$, anses for sterkt endret. Grøfting på myr kan dermed forventes å utløse suksesjon på skalaer mellom myrstruktur (f.eks. hølje, flark og tuestreng) og myrsegment [f.eks. åpen myrflate, kantskog og lag; se Økland (1989) og Lyngstad et al. (2023) for forklaring av begreper]. Området som skal anses for sterkt endret vil imidlertid være mye mindre enn dette, og kan bestå av et belte med tresatt, grøftet myr (NA-VM01) langs ei stor grøft mens resten av myra er intakt. Fig. 21 viser dette med et eksempel, Lysklettmyra [STr: Trondheim: Klæbu; eksempel hentet fra Jokerud et al. (2026)], som er ei eksentrisk høgmyr (torvmassiv-typen TM-H06 Eksentrisk høgmyr). Myra ble delvis grøftet (Fig. 21d) mellom 1997 og 2005 (se Fig. 21ab). Måten grøftene er plassert (bl.a. med ei dyp, gjennomgående grøft på den sentrale myrflata) og det

Tabell 12. Beskrivelse av trinnene langs AD-IE Stadium i langtidssuksesjon for vanlige suksesjoner som initieres av grøfting av våtmark. UE = Uinnløst endringsgjeld. Lys grønn farge: lite endret våtmark; mørk grønn farge: sterkt endret våtmark; oransjebrun farge: sterkt endret fastmark.

Kode	Trinnbetegnelse	UE	Suksesjonsforløp (før- og ettersuksesjonsstadium)		
			Fra åpen myr til tresatt myr Før: NA-VA01 eller NA-VF01 Etter: NA-VM01	Fra åpen myr til tresatt fastmark Før: NA-VA01 eller NA-VF01 Etter: NA-TM05	Fra tresatt myr til fastmark Før: NA-VB01 eller NA-VF01 Etter: NA-TM05
0	førsuksesjonsst.	100	Intakt myr		
a	initialstadium	95–100	Myrartene har noe redusert vitalitet; torvaer fortsatt fuktig nok til at myrartene overlever (1–2 år etter inngrep)		
b	svært tidlig suks.sst.	80–95	Klart synlig grøftingseffekt; overflatetorva er tørrere, torvmosenes vitalitet er redusert og lav øker i mengde		
c	tidlig suksesjonsst.	60–80	Klar tilbakegang for myrartene, spesielt i mykmatter og lave fastmatter. Nye småplanter av trær i ferd med å etablere seg.	Sterk tilbakegang for myrartene, særlig for torvmoser. Nye småplanter av trær i ferd med å etablere seg, men danner fortsatt ikke skog (høyde < 2 m)	
d	intermediært suksesjonsst.	40–60	Fortsatt tilbakegang for myrartene. Trærne vokser til, men danner fortsatt ikke skog (høyde < 2 m)	Gjenveksttrær danner et mer eller mindre sammenhengende tresjikt og trærne er fortsatt i vekst. Myk- og fastmattearter finnes ikke lenger, men området er fortsatt våtmark..	Overflatetorva har tørket ut og er så sterkt humifisert at området ikke lenger er torvproduserende og heller ikke lenger kan karakteriseres som våtmark.
e	seint suksesjonsst.	20–40	Gjenveksttrær danner et mer eller mindre sammenhengende tresjikt som markerer overgangen til sterkt endret våtmark. Trær fortsatt i vekst. Opprinnelig mykmatte- og lavt fastmattenivå har nå blitt høyt fastmatte- og tuenivå.	Overflatetorva har tørket ut og er så sterkt humifisert at området ikke lenger er torvproduserende og heller ikke lenger kan karakteriseres som våtmark. Tresjiktet kan være så tett at marka for det meste er dekket av strø, med få arter.	Tresjiktet er oftest så tett at marka for det meste er dekket av strø, med få arter.
f	svært seint suksesjonsst.	5–20	Tresjiktet fortsatt i vekst, men fuktighetsnivået i marka har stabilisert seg, og gjenspeiles i undervegetasjonens artssammensetning.	Tresjiktet fortsatt i vekst, substratet har tørket opp og fått stabile fuktighetsforhold som gjenspeiles i undervegetasjonens artssammensetning.	
y	ettersuksesjonsst.	0–5	Artssammensetning stabil, i dynamisk likevekt med de nye miljøforholdene.	Fuktighetsforhold og artssammensetning stabile, men en videre, langvarig endring mot NA-TB01 Fastmarksskogsmark kan ikke utelukkes. I så fall er NA-TM05 et langvarig mellomsuksesjonsstadium.	

Tabell 13. Beskrivelse av trinnene langs AD-IK Stadium i korttidssuksesjon for de vanligste suksesjonene som initieres av grøfting av våtmark.

Kode	Trinn- betegnelse	UE	Suksesjonsforløp (hovedtype)		
			NA-VA01 Åpen jordvannsmyr	NA-VC01 Åpen nedbørsmyr	NA-VF01 Nedbørsmyr- skogsmark
0	førsuksesjons- stadium	100	Intakt myr		
a	tidlig suksesjons- stadium	40–100	Observerbar grøftings- effekt; overflatetorva er i ferd med å tørke ut. Observerbar tilbakegang for myrartene i mykmatter og lave fastmatter, synlige effekter også på myrarter som vokser på øvre fastmatte og tue. Grunn til å anta at den utestående endringsgjelda er betydelig.	Observerbar grøftingseffekt; overflatetorva er i ferd med å tørke ut. Observerbar tilbakegang for myrartene i mykmatter og lave fastmatter, synlige effekter også på myrarter som vokser på øvre fastmatte og tue. Økning i dekningen av naken torv. Grunn til å anta at den utestående endringsgjelda er betydelig.	Nye småplanter av trær i ferd med å etablere seg, fortrinnsvis bjørk. Grunn til å anta at den utestående endringsgjelda er betydelig.
b	seint suksesjons- stadium .	5–40	Observerbar tilbakegang for myrarter, men grunn til å anta at suksesjonshastigheten er avtakende og at det meste av endringsgjelda er innløst.		
y	ettersuksesjons- stadium	5–0			

faktum at de fleste myrene i omegnen er gjennomgrøftet, kan indikere at intensjonen var å grøfte hele Lysklettmyra, og at den sentrale grøfta bare var første steg. Flybildet fra 2025 i Fig. 21c viser imidlertid at denne planen aldri ble gjennomført. Serien av flybilder viser at grøftingen har hatt ulik effekt på ulike deler av myra. Langs den sentrale grøfta er det i 2025, ca. 25 år etter at grøfta ble gravd, kun tuenivå å finne i ei bredde på ca. 10 m på hver side av grøfta der det opprinnelig fantes høljer med fastmatter kanskje også mykmatter (Fig. 21a). Dermed er det grunn til å anta at endringen langs LM-TV fra førsuksesjonsstadiet til 2025 har vært større enn 2 ØAE. En sammenlikning mellom flybilder fra de siste 10 årene tyder på at det ikke lenger foregår noen suksesjon her, og at ettersuksesjonsstadiet av NA-VM01-04 Sterkt endret våtmark: Grøftet nedbørsmyr er nådd. Den gjennomgrøftete myrdelen i vest ser derimot ut til å være i suksesjon med trær, særlig nær kanten mot fastmark. Det er ikke mulig ut fra flybildene alene å fastslå om trærne fortsatt er i vekst, eller om resultatet vil bli en tresatt våtmark eller fastmark. Dersom vi antar at ettersuksesjonsstadiet er en tresatt utforming av NA-VM01-04, indikerer Tabell 12 at denne delen av myra er i intermediært eller seint suksesjonsstadium (AD-IE_de). Resten av myra er mer eller mindre intakt, tilsynelatende upåvirket av grøftingen, og tilhører derfor fortsatt NA-TC01 Åpen nedbørsmyr. Deler av den kan da ha vært gjennom en korttidssuksesjon (se Tabell 13).

På samme måte som det er stor variasjon i den romlige effekten av grøfting, er det også stor variasjon i tida det tar før endringsgjelda etter grøfting er innløst (Landry & Rochefort 2012). Når myra grøftes, senkes grunnvannspeilet og også dypere torvlag eksponeres for

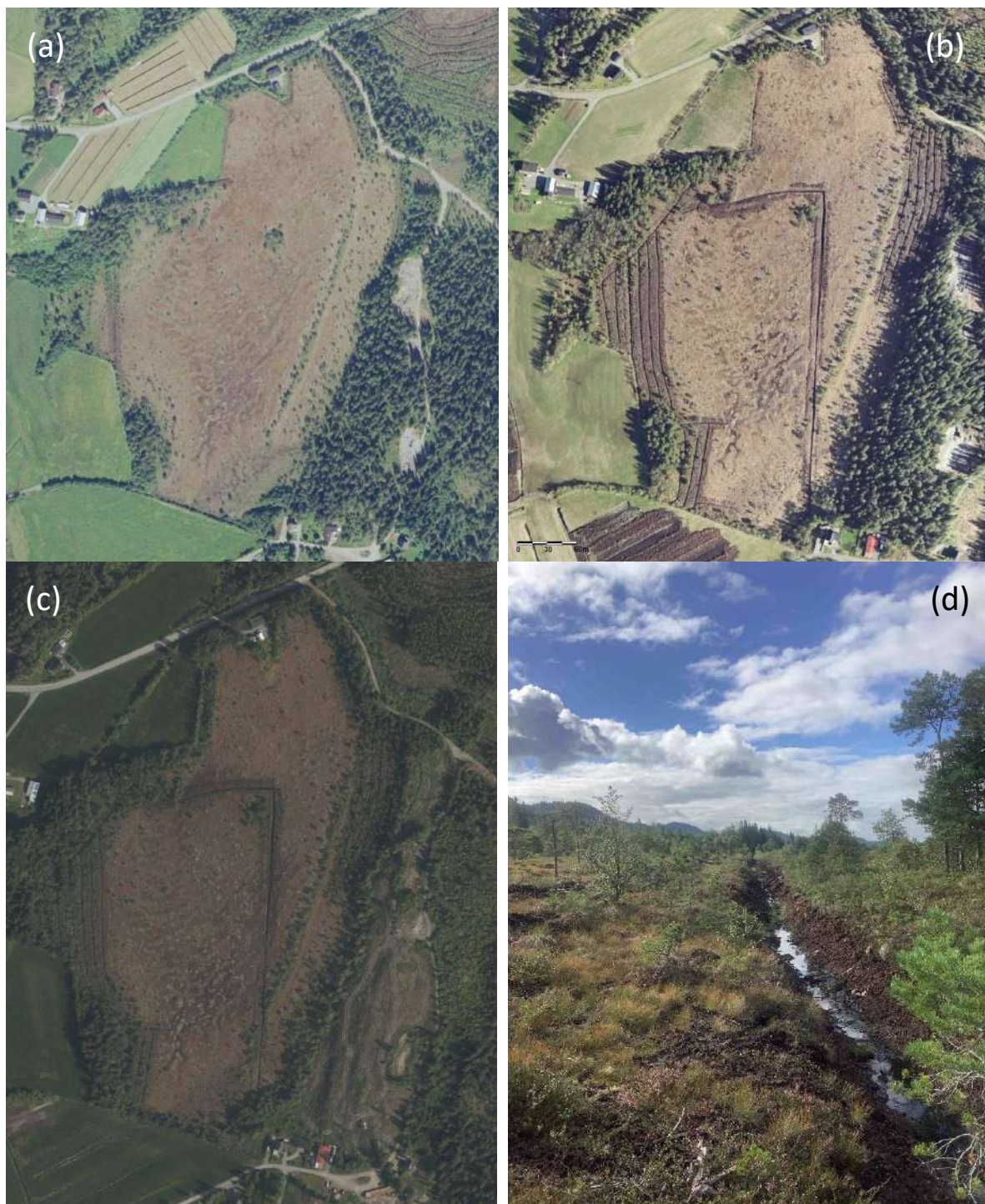


Fig. 21. Lysklettmyra (STr: Trondheim; Klæbu). (a-c) Flybilder (alle fra Norge i bilder), tatt henholdsvis (a) 1997 07 11 (Serie Byneset-Trondheim-Stjørdal 1997), (b) 1996 05 18 (Serie Klæbu 1996) og (c) 2025 06 14 (Serie Trondheim 2025). (d) Åpen, dyp grøft på Lysklettmyra. Foto: Alexander Nilson 2023 08 17 (fra Naturbase, <https://nin-faktaark.miljodirektoratet.no/naturtyper/?id=NINFP2310131886>). Målestokk i (b), nedre venstre hjørne.

oksygen. Torv brytes ned ca. 50 ganger raskere i gjennomluftet enn i vannmettet torv (Clymo 1983). Over tid fører raskere nedbrytning både til sterk økning i CO₂- utslipp og at myroverflata omkring grøftene synker. I neste omgang utløser det ytterligere endringer i

hydrologi og artssammensetning. Det er derfor grunn til forsiktighet i bruken av flybilder til å vurdere suksjonsstatus.

Fig. 22 viser flybilder fra Hesthågåmyra [NTr: Steinkjer: Skei; eksempel hentet fra Jokerud et al. (2026)], et annet eksempel på resultatet av grøfting av myr. Dette myrkomplekset inneholder to myrmassiver; et jordvannsmyrmasiv i vest og et eksentrisk høgmyrmasiv i øst. Høgmyrmasivet har sitt høyeste punkt i sørvest og heller ned mot elva Ogna. I 1858 var hele myrkomplekset intakt (Fig. 22a). Den åpne jordvannsmyra (NA-VA01) i vest ble maskinelt grøftet engang mellom 1958 og 1972, med avstand 15 m mellom de nord-sørgående grøftene (Fig. 22b). Flybildet fra 1972 indikerer at myra hadde blitt grøftet for få år siden, de små, spredte trærne i sørvest ser ut nøyaktig som de gjorde i 1958. Skiftet fra mørk (våt) til lys (tørr) farge på vannvegene indikerer imidlertid at dreneringsprosessen har kommet i gang, og at myra kan ha kommet i tidlig suksjonsstadium (AD-IE_b; se Tabell 12). I løpet av de neste tretti årene etablerte det seg et tett tresjikt på denne delen av myra (Fig. 22c). Det er ikke mulig å avgjøre *sikkert* ut fra flybildene fra 2002 og 2024 (Fig. 22c og 22d) om trærne fortsatt er i vekst, om resultatet har blitt eller vil bli en tresatt grøftet våtmark (NA-VM01) eller en ny løs fastmark på drenert våtmark (NA-TM05). Det er imidlertid sannsynlig at jordvannsmyra allerede i 2002 hadde nådd svært seint suksjonsstadium (AD-IE_f). En sammenlikning mellom flybilder fra de siste 10 årene kan tyde på at det ikke lenger foregår noen suksjon her, og at ettersuksjonsstadiet, NA-TM05, er nådd.

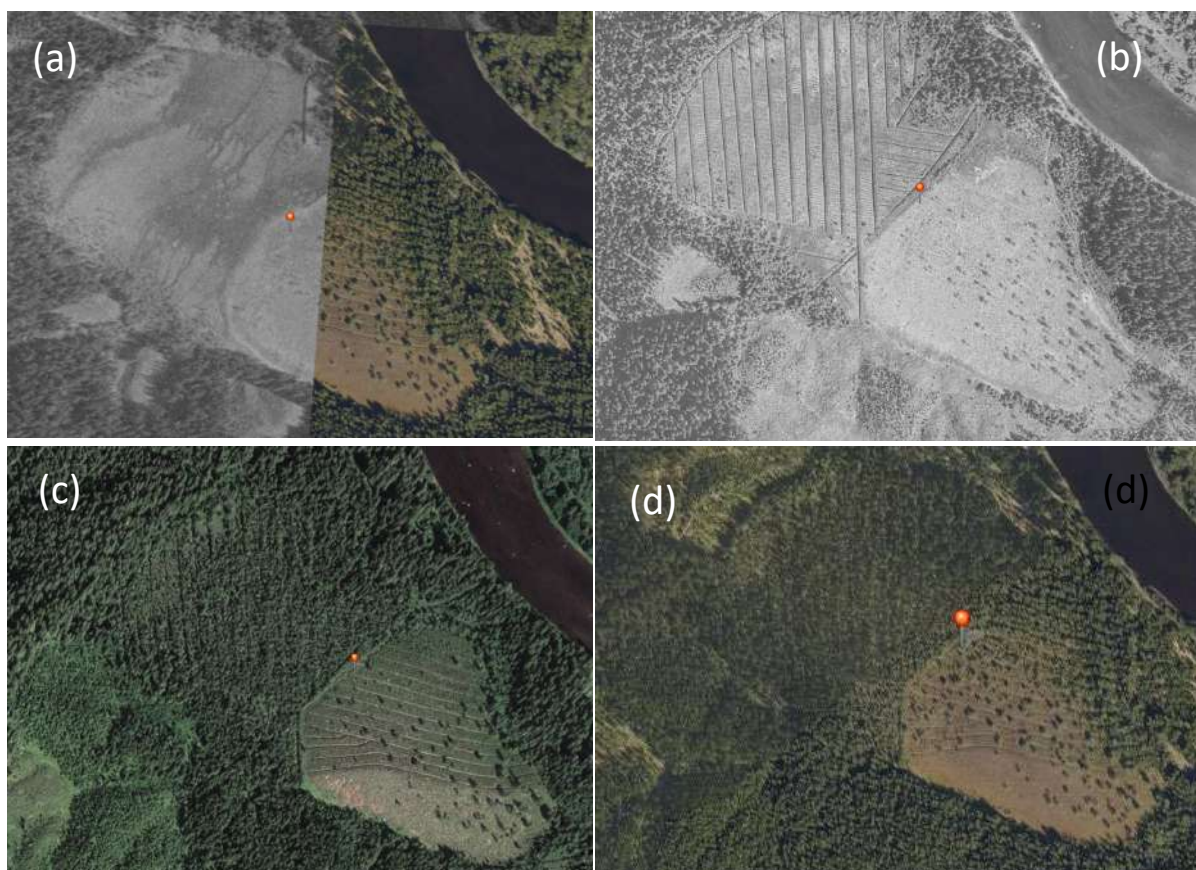


Fig. 22. Flybilder av Hesthågåmyra (NTr: Steinkjer: Skei) på fire ulike tidspunkter, som viser utviklingen av et myrkompleks etter grøfting (alle bilder er hentet fra Norge i bilder). (a) Bilde tatt 1958 06 29 (Serie Steinkjer 1958). (b) Flybilde tatt 1972 07 28 (Serie Inderøy-Sparbu-Ogndal 1972). (c) Flybilde tatt 2002 08 03 (Serie Steinkjer 2002). (d) Flybilde tatt 2024 05 14 (Serie Trøndelag nord 2024).

Høgmyrmassivet ble grøftet en gang mellom 1972 og 2002. Dersom vi antar at ettersuksjonsstadiet er en tresatt utforming av NA-VM01-04, indikerer flybildet fra 2002 (Fig. 22c) at den gjennomgrøftete nordre delen hadde nådd et svært tidlig eller tidlig suksesjonsstadium (AD-IE_bc; se Tabell 12). Allerede i 2002 var det etablert en klar gradient i tresjiktstetthet, kanskje også i trehøyde, fra sørvest til nordøst på myra. Dersom vi legger til grunn at hele høgmyra vil utvikle seg mot samme ettersuksjonsstadium, har den sørlige delen har kommet kortere i suksesjonsforløpet og er i svært tidlig eller tidlig suksesjonsstadium (AD-IE_bc) mens den nordlige delen av myra er i intermediært suksesjonsstadium (AD-IE_d). Dette premisset er trolig feil. Variasjonen i grøftingsintensitet tilsier at ettersuksjonsstadiet varierer fra sørvest mot nordøst, og at hele myrmassivet er i samme



Fig. 23. Grunn grøft på nedbørsmyrmassivet øst på Hesthågåmyra (NTr: Steinkjer: Skei). Foto: Solfrid Helene L. Langmo 2019 07 01 (fra Naturbase; <https://ninfaktaark.miljodirektoratet.no/naturtyper/?id=NINFP1910011357>).

suksesjonsstadium. Flyfotoet fra 2024 (Fig. 22d) kan tolkes dithen at den sørlige delen av myra er mer eller mindre intakt, tilsynelatende upåvirket av grøftingen, og fortsatt vil tilhøre NA-TC01 Åpen nedbørsmyr. En mulig årsak til at grøftingen ser ut til å ha hatt relativt begrenset effekt, kan være at grøftene er grunne (Fig. 23).

Mindre grøftingsinngrep, som for eksempel grunne grøfter eller få grøfter med stort mellomrom, kan føre til korttidssuksesjon. Trinnene langs en korttidssuksesjongradient på grøftet myr beskrives med variabelen AD-IK (Tabell 13). Brandseggmyran (NTr: Steinkjer: Skei) er et godt eksempel på ei nedbørsmyr som har gjennomgått korttidssuksesjon. Brandseggmyran er ei eksentrisk høymyr med seks grøfter som strekker seg fra nordvest til sørøst over myrflata (Fig. 24a). Myra ble grøftet mellom 1972 og 2002 med en avstand på 50–75 m mellom grøftene. På flybildet i Fig. 24a kan det se ut som om flere av grøftene ikke er gjennomgående, og at mange grøfter ikke er koblet til ei hovedgrøft. I 2002 har likevel grøftingen hatt effekt. Overflatetorva ser tørrere ut og flere av høljegjølene som var lett synlige i 1972, mangler i 2002 (Fig. 25). Dersom vi legger til grunn at hele suksesjonsforløpet

etter grøfting finner sted innenfor rammen av NA-VC01. Åpen nedbørsmyr, representerer påvirkningen en mindre drenering av våtmark (KM-KP_KB) og suksesjonsstadiet i 2002 er et tidlig suksesjonsstadium (AD-IK_a). Det akn ikke utelukkes at det tørre inntrykket som augustbildet fra 2002 gir, skyldes at det er tatt på slutten av en tørr sommer, men det er mer trolig at bildet viser at grøftingen har hatt en dreneringseffekt. I 2024 ser imidlertid utviklingen ut til å ha snudd: Fig. 25c viser at forekomsten av høljegjøler og mykmatter har økt og Fig. 24b viser tydelig at myrflata har mikrostrukturer fra mykmatte til tue som forventet på ei høgmyr. Dette indikerer at ettersuksesjonsstadiet (AD-IK_y) ble nådd en gang mellom 2002 og 2024.

Eksemplet fra Brandseggmyran viser at ved mindre grøftingsinngrep innfris størstedelen av endringsgjelda i løpet av de første årene etter at inngrepet fant sted. Fordi omfanget av nygrøfting de siste 25 årene er minimalt, har antakeligvis de aller fleste tilfellene av korttidssuksesjon etter grøfting nå nådd seint suksesjonsstadium (AD-IK_b; se Tabell 13) eller stadiet der endringsgjelda er innfridd. Suksesjonstrinnet AD-IK_a kan imidlertid forekomme etter grøfterensk og andre mindre tiltak.

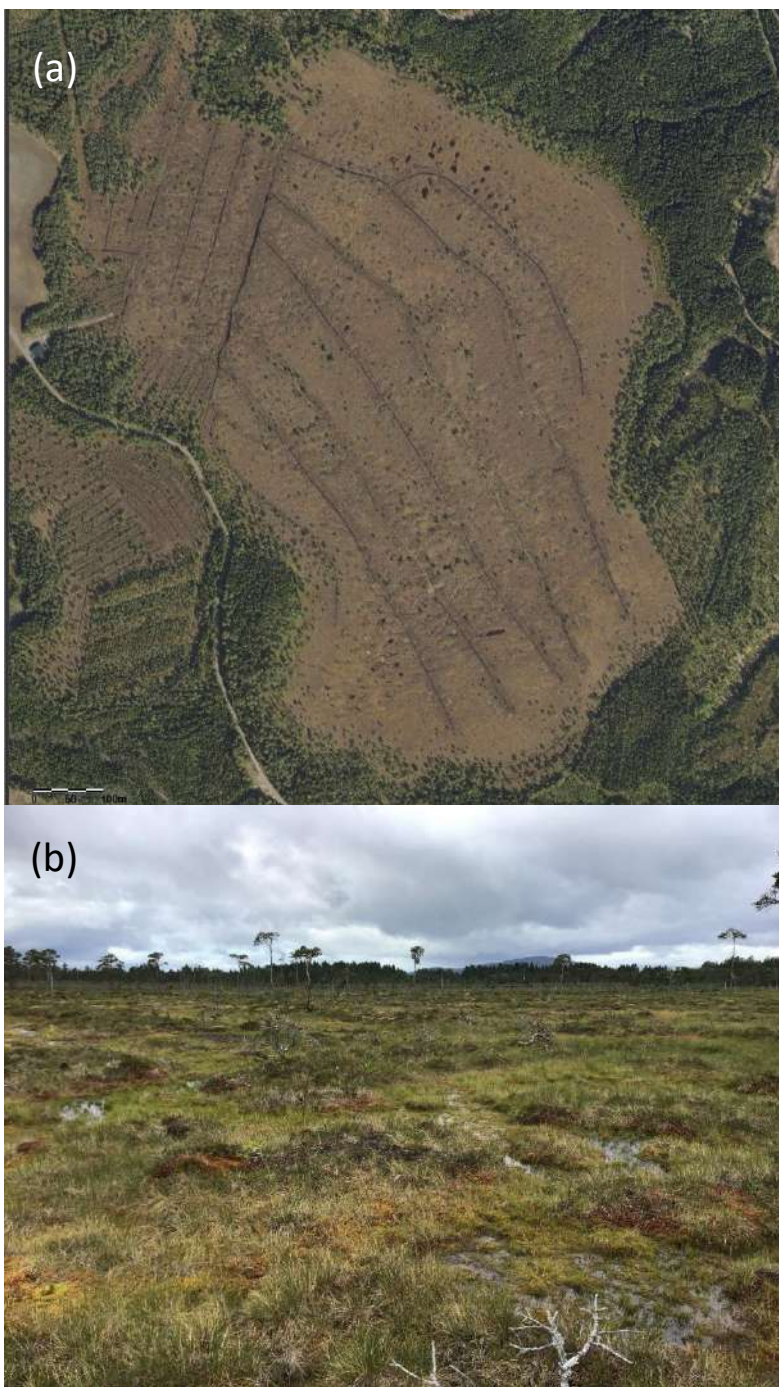


Fig. 24. Brandseggmyran (NTr: Steinkjer: Skei), ei eksentrisk høgmyr der grøfting utløste korttidssuksesjon. (a) Flybilde tatt 2024 05 14 (Serie Trøndelag nord 2024; fra Norge i bilder). (b) Den åpne myrflata. Foto: Solfrid Helene L. Langmo 2019 06 25 (fra Naturbase; <https://ninfaktaark.miljodirektoratet.no/naturtyper/?id=NINF1910011357>).

4.3.2 Suksesjon etter torvtekt i myr

Torvtekt for brensel eller torvstrøproduksjon har en lang historie i Norge (se f.eks. Vethe 1952). Torv ble tradisjonelt høstet ved å skjære et tynt overflatesjikt av torva, for så å vente med neste høsting på samme sted til myra hadde produsert ny torv. Høsting på denne måten representerer en påvirkning som umiddelbart fjerner all levende biomasse og som, uavhengig av hvilken hovedtype førsuksjonsstadiet tilhører, skaper et initialstadium som plasseres i NAVM01 Ny sterkt endret torvmark (Boks 2). Fra dette initialstadiet kan utviklingen ta mange ulike veger, som vist i Boks 2. Dersom myra blir drenert for torvstrøproduksjon (Fig. 26a) eller det blir skåret torv til stor dybde (Fig. 26b), kommer ikke torvproduksjonen i gang igjen. Da forblir initialstadiet et sterkt endret våtmarkssystem eller i løpet av få år bli til et sterkt endret innsjøbunnsystem (Boks 2, Fig. 26b). I sjeldne tilfeller kan dette innsjøbunnsystemet gjennomgå en langtids suksesjon mot et ettersuksjonsstadium med karakter av lite endret ferskvannsbunn. Dersom all torv graves ut, kan resultatet bli et sterkt endret fastmarkssystem.

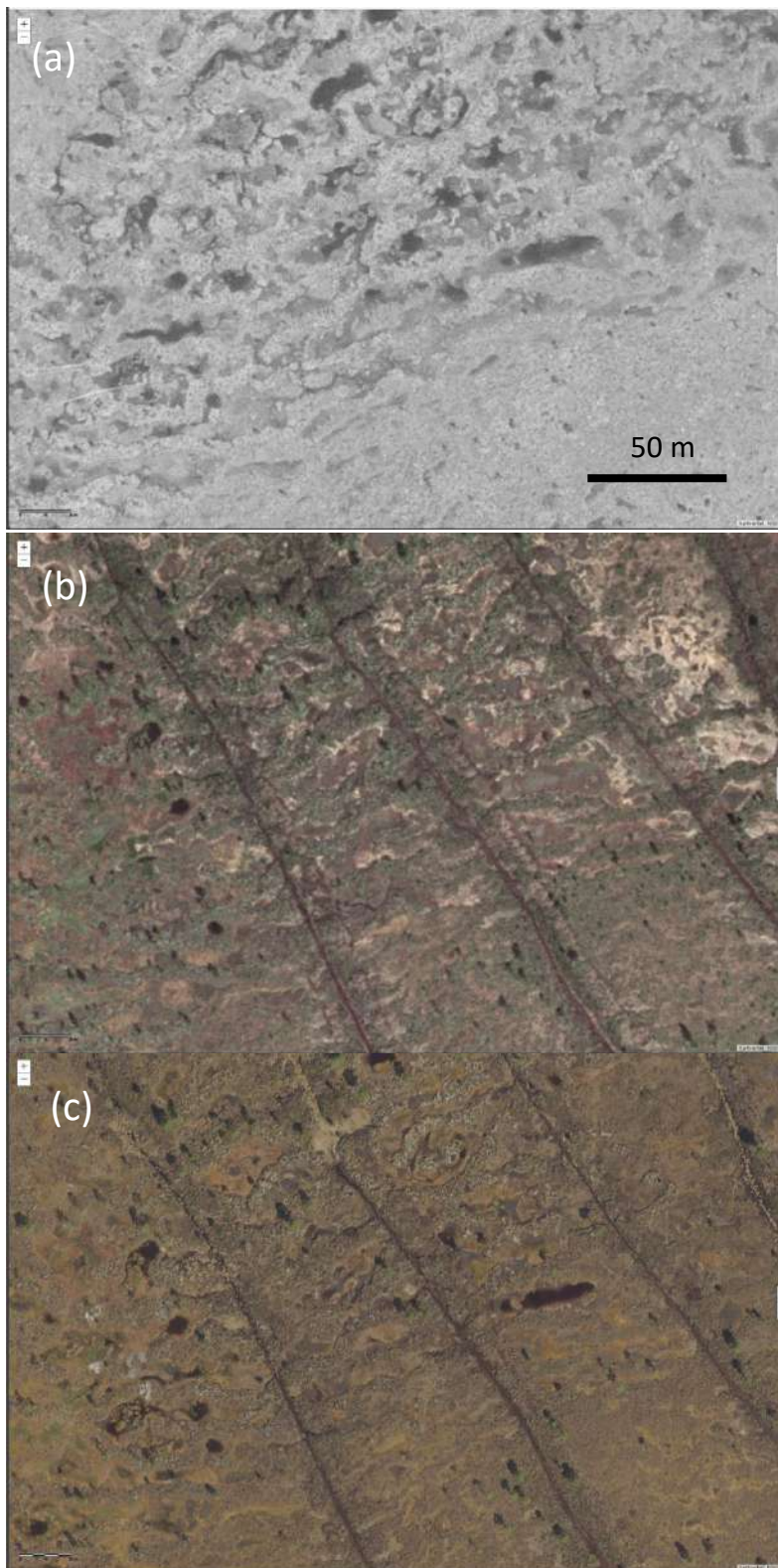


Fig. 25. Detalj av myrflata på Brandseggmyran (NTr: Steinkjer: Skei), I samme flyfotoutsnitt. (a) Flybilde tatt 1972 07 28 (Serie Inderøy-Sparbu-Ogndal 1972; fra Norge i bilder), (b) Flybilde tatt 2002 08 03 (Serie Steinkjer 2002; fra Norge i bilder) og (c) Flybilde tatt 2024 05 14 (Serie Trøndelag nord 2024; fra Norge i bilder).

Boks 2. Nøkkel til kategorisering av suksesjonsforløp etter torvtekt (påvirkningen LM-KP_KP Torvtekt).

A1 Myra dreneres for fortsatt uttak av torv (torvstrøfabrikk): **NA-VM04-02 Sterkt endret, ikke torvproduserende våtmark**, eventuelt **NA-TM05 Ny løs fastmark på drenert våtmark**.

A2 Myra overlates til naturlig utvikling med sikte på at torvproduksjonen vil gjenopptas. Torvtekten utløser en umiddelbar overgang til et initialstadiet som er **NA-VM01-05 Jordvannsmyr-torvtak** eller **NA-VM01-06 Nedbørsmyr-torvtak**.

B1 Torvproduksjonen kommer i gang igjen og utløser en langtidssuksesjon (3–4 ØAE; AD–TE_e) med forventet ettersuksesjonsstadium som er lik førsuksesjonsstadiet.

B2 Torvproduksjonen kommer ikke i gang igjen og torvtaket ender som **NA-VM04-02 Sterkt endret, ikke torvproduserende våtmark**, ofte med en overflate av naken torv.

B3 Torvtaket fylles med vann og suksesjonen stopper opp. I løpet av kort tid (få år) dannes: **NA-LM03 Ny innsjø-sedimentbunn med opphav i våtmarkssystemer (-01 kalkfattig, -02 kalkrik)**. Dette kan være ettersuksesjonsstadiet, eller det kan skje en videre utvikling mot NA-LB01 Helofytt-ferskvannssump eller NA-LC01 Myr-torv-innsjøbunn.

Tradisjonelt uttak av overflatetorv til brensel og torvstrø la til rette for bruk av torvmarka som en fornybar ressurs. Fordi torvtaksoverflata ligger nærmere grunnvannspeilet enn resten av den opprinnelige myroverflata, ligger i utgangspunktet forholdene godt til rette for ny, rask torvmosetilvekst (Lavoie & Rochefort 1996; Fig. 27). Soro et al. (1999) viser at grunne torvtak lett koloniseres både av torvmoser og karplanter. I sin undersøkelse av artssammensetningen i mer enn 50 år gamle torvtak i Uppland (Sverige), fant Soro et al. (1999) mange flere torvmosearter enn det som var kjent fra intakt myrvegetasjon i regionen. De konkluderte derfor at torvmosene, med sin enorme sporeproduksjon (Sundberg & Rydin 1998) lett spres over store avstander og også lett koloniserer naken torv i torvtak. Etter 50 år var likevel artstettheten [(det vil si antall arter i små ruter (Grace 1999)] av torvmoser mye lavere i torvtak enn i intakt myr [Soro et al. (1999) analysere ruter på 20 × 20 og 4 × 4 cm]. Soro et al. (1999) konkluderte derfor at «til tross for likheten i artssammensetning [mellom tradisjonelle torvtak og sammenliknbar, intakt myr], er det klart at selv etter 50 år er de

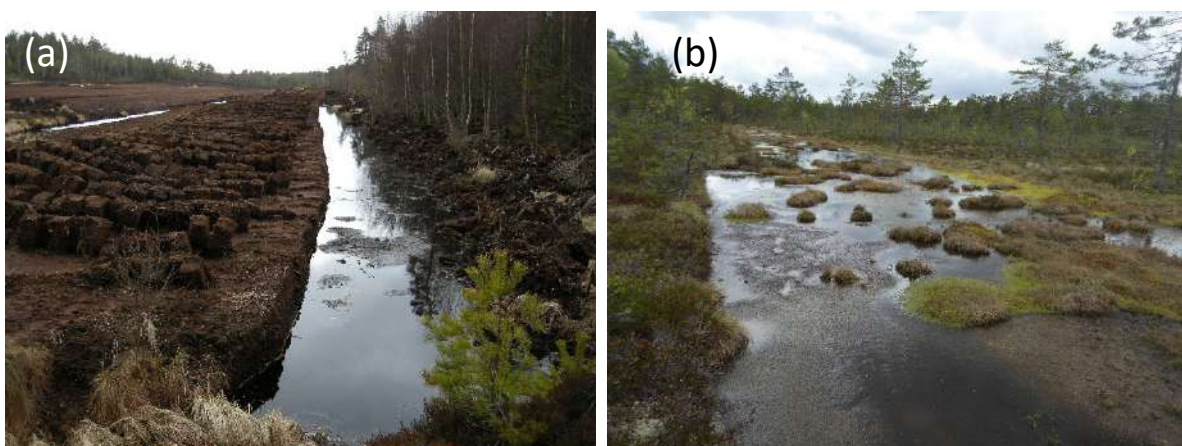


Fig. 26. Myrer som har vært utnyttet til torvtekt. (a) Torvstrøproduksjon på den drenerte Tjerbumosen (Ø: Rakkestad: Degernes; 2008 04 05). (b) Dypt, vannfylt torvtak på Tierudmåsan (Akh: Ås: Kroer; 2019 05 23).

Tabell 14. Beskrivelse av trinnene langs AD-IE Stadium i langtidssuksesjon for suksesjonen fra NA-VM01 Sterkt endret torvmark, oppstått som initialstadium etter tradisjonell torvtekt (påvirkningen LM-KP_KP) i NA-VA01 Åpen jordvannsmyr eller NA-VC01 Åpen nedbørsmyr, til et ettersuksesjonstadium som er lik førsuksesjonsstadiet. Estimert endringsgjeld er 3–4 ØAE (AD-TE_e Temmelig stor endringsgjeld). UE = Uinnløst endringsgjeld.

Kode	Trinnbetegnelse	UE	Beskrivelse
0	førsuksesjonsstadium	100	Intakt myroverflate.
a	initialstadium	95–100	Naken torvoverflate der det nylig er skåret torv.
b	svært tidlig suksesjonsstadium	80–95	Torvtak for det meste med naken torvoverflate, med spredt etablering av (torv)moser og enkelte karplanter.
c	tidlig suksesjonsstadium	60–80	Torvtak med overflate som er mer eller mindre fullstendig dekket av (torv)moser, oftest med spredt forekomst av karplanter som f.eks. torvull <i>Eriophorum vaginatum</i> .
d	intermediært suksesjonsstadium	40–60	Torvtak som fortsatt er lett synlig som et velavgrenset, skarpkantet område på myroverflata. Bunnsjiktet har heldekkende moseteppe, oftest av torvmoser. Artssammensetningen er dominert av mykmattemoser som danner tydelige kloner, synlige ved at enkeltarter dominerer over større områder.
e	seint suksesjonsstadium	20–40	Torvtak som fortsatt er synlig som et tydelig avgrenset område på myroverflata. Moseartssammensetningen er dominert av et fåtall arter, fortsatt med signifikant lavere artstetthet enn i sammenliknbar, intakt myr.
f	svært seint suksesjonsstadium	5–20	Torvtak som fortsatt er synlig som en diffust avgrenset forsenkning på myroverflata. Artssammensetningen er tilsynelatende den samme som i sammenliknbar, intakt myr, men nærmere undersøkelser vil vise at artstettheten fortsatt er lavere enn i torvtaket.
y	ettersuksesjonsstadium	0–5	Artssammensetning og dynamikk som forventet i en lite endret myr; myroverflata uten synlige forsenkninger som viser tidligere torvuttak.

høstete nedbørsmyrene svært forskjellig fra hvordan de opprinnelig så ut.» Videre skriver de at det kan ta hundrevis av år før de siste synlige tegn på tidligere torvtekt vil være borte. Dette kommer også tydelig fram på Fig. 27, som viser torvtak som sannsynligvis er 100 år



Fig. 27. Myrer med spor etter tradisjonell torvtekt, i suksesjon mot lite endret jordvannsmyr. (a) To torvtak i liten, tuedominert myr. Torvtakene er lett synlige fordi overflata er dekket av fjorårsblader av blåtopp (MR: Giske: Vigra, 2021 04 01). (b) Gammelt torvtak (foran i bildet) som er uskarpt avgrenset mot den opprinnelige myroverflata (med lave bjørketrær) av en uskarp, vinklet kant (No: Sortland: Lahaugmyra; 2015 07 21).

gamle eller enda eldre. Resultatene til Soro et al. (1999) tyder på at også artssammensetningen vil være observerbart annerledes i mange hundre år. En viktig årsak til det, er at det tar lang tid før klonene av de nyetablerte artene vokser inn i hverandre og danner det finskala-mønsteret med høy artstetthet som vi ofte finner i en intakt myr. Større flekker dominert av en enkelt torvmoseart er derfor typisk for tidligere torvtak. Dette gir grunnlag for den karakteriseringen av suksesjonstrinene i regenerende torvtak som er vist i Tabell 14.

4.3.3 Gjengroingsuksesjon på slåttemyr

Myrer var en viktig fôrressurs over store deler av landet fram til handelsgjødsel kom i vanlig bruk utover på 1900-tallet og utmarksslåtten gradvis opphørte. Etter ca. 1950 har myrslått for høsting av gras til bruk som vinterfôr opphørt, med unntak for museal drift på utvalgte slåttemyrer. Fordi myrslått var så utbredt i store deler av landet, finnes betydelige arealer med tidligere slåttemyr som har, eller er i ferd med å nå ettersuksjonsstadiet etter opphør av bruk. Ifølge Moen (1999) har de fleste jordvannsmyrene i Norge har vært brukt til slått og/eller husdyrbeite. Myrenes nytteverdi som

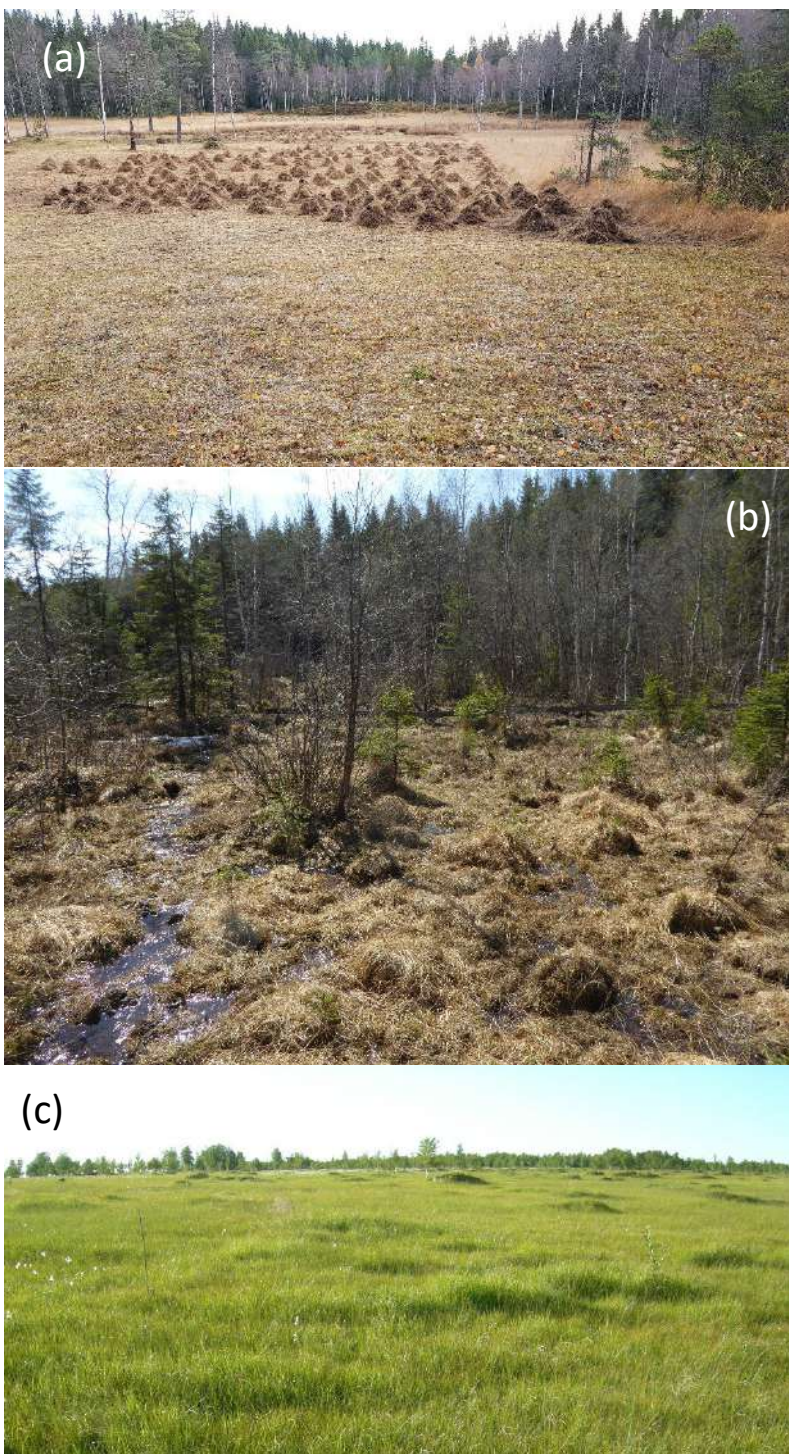


Fig. 28. Slåttemyr. (a) Intakt slåttemyr preget av tradisjonell hevd, det vil si rydding av vedvekster, fjerning av tuer, jevnlig slått og sammenraking og fjerning av høyet (Akh: Nittedal: Slåttemyra). Foto: Tor Øystein Olsen, 2018 10 20. (b) Ekstremrik slåttemyr i svært seint gjenvekstsuksejonsstadium (He: Ringsaker: Nes, 2018 05 09). (c) Fastmattedominerte bakkemyrer med preg av museal slåttemyrskjøtsel gjennom over 40 år. 'Tuene' er bygd opp omkring steiner (He: Røros: Brekken: Sølendet; 2007 08 03).

Tabell 15. Beskrivelse av trinnene langs AD-IE Stadium i langtidssuksesjon for gjengroingsuksesjoner som initieres av opphør av slått på NA-VK01 Slåttemyr (påvirkningen LM-KP_KC Opphør av bruk av semi-naturlig eng og strandeng. Estimert endringsgjeld er henholdsvis 1–2 ØAE (AD-TE_c Betydelig) og 2–3 ØAE (AD-TE_d Vesentlig) for ettersuksesjonsstadier henholdsvis NA-VA01 Åpen jordvannsmyr og NA-VB01 Myr- og sumpskogsmark. UE = Uinnløst endringsgjeld.

Kode	Trinnbetegnelse	UE	Beskrivelse for gitt ettersuksesjonsstadium	
			Åpen jordvannsmyr	Myr- og sumpskogsmark
0	førsuksesjonsstadium	100	Intakt semi-naturlig myr	
a	initialstadium	95–100	Ikke i bruk. Noen få enkeltarters mengde avtar eller øker litt, som et første tegn på at mra ikke lenger blir slått. Marka er delvis dekket av fjorårsstrø, men er fortsatt slett.	
b	svært tidlig suksesjonsstadium	80–95	De første, små tegnene på at myroverflata begynner å bli mer ujevn viser seg, dels fordi mosemattas høydevekst varierer, dels på grunn av at tuedannende graminider (blåtopp <i>Molinia cerulea</i> , stolpestarr <i>Carex nigra</i> ssp. <i>juncea</i> og taglstarr <i>Carex appropinquata</i>) begynner å danne «stolpetuer». Begynnende tilbakegang for arter som begunstiges av slått (Ross et al. 2019), f.eks. brudespore <i>Gymnadenia conopsea</i> , lappmarihand <i>Dactylorhiza majalis</i> ssp. <i>lapponica</i> og småvokste karplantearter som hårstarr <i>Carex capillaris</i> , agnorstarr <i>Carex microglochin</i> , brunskjene <i>Schoenus ferrugineus</i> og fjellfrøstjerne <i>Thalictrum alpinum</i> .	
c	tidlig suksesjonsstadium	60–80	Ujevn myroverflate med små tuer av store, rasktvoksende torvmoser (f.eks. vortetorvmose <i>Sphagnum papillosum</i>) og tuedannende graninider.	Ujevn myroverflate med små tuer av store, rasktvoksende torvmoser (f.eks. vortetorvmose <i>Sphagnum papillosum</i>) og tuedannende graninider. Begynnende gjenvekst med vedplanter som f.eks. vier-arter og bjørk. Slåttebegunstigete arter i ferd med å forsvinne.
d	intermediært suksesjonsstadium	40–60	Ujevn myroverflate med relative høydeforsjeller (og tuer) som nærmer seg det som er forventet i sammenliknbar, intakt myr. Slåttebegunstigete arter mangler.	Ujevn myroverflate med relative høydeforsjeller (og tuer) som nærmer seg det som er forventet i sammenliknbar, intakt myr. Flekkvis forekomst av store kratt som ikke når inn i tresjiktet.
e	seint suksesjonsstadium	20–40	Ujevn myroverflate med relative høydeforsjeller (og tuer) som nærmer seg det som er forventet i sammenliknbar, intakt myr. Innslaget av «myrkantarter» kan øke.	Ujevn myroverflate med relative høydeforsjeller (og tuer) som nærmer seg det som er forventet i sammenliknbar, intakt myr. Innslaget av «myrkantarter» øker. Kratt brer seg utover og vokser i høyden. De første trærne når 2 m.
f	svært seint suksesjonsstadium	5–20	Artssammensetning og overflatestruktur tilsynelatende som forventet i åpen jordvannsmyr, men myra har fortsatt observerbare egen-skaper som viser at ettersuksesjonsstadiet ikke er nådd	Artssammensetning og overflatestruktur mer eller mindre som forventet i åpen jordvannsmyr, men trær og busker øker fortsatt i høyde og dekning
y	ettersuksesjonsstadium	0–5	Artssammensetning og dynamikk som forventet i en lite endret myr.	

slåttemark økte med økende produktivitet, det vil si med økende kalkinnhold. Dokumentasjonen for slåttemyr på Artsdatabankens nettsider

(<https://artsdatabanken.no/naturtyper/natur-i-norge/NIN-3.0-T-C-PE-NA-MB-A-VK01/beskrivelse>) og Lyngstad et al. (2016) inneholder grundige beskrivelser av slåttemark.

Det er ingen prinsipiell forskjell mellom ei semi-naturlig slåtteeng (NA-TK01) og ei slåttemyr (NA-VK01) med hensyn til hovedtrekk i gjengroingsprosessen etter opphør av bruk. Men fordi mykmatter tåler tråkk dårlig, var fastmattene (gjerne øvre fastmatte) best egnet for slått. En del tidligere slåttemyrer oppsto etter rydding av busker og trær på NA-VB01 Myr- og sumpskogsmark, men mange slåttemyrer var naturlig åpne. Ettersuksjonsstadier etter gjengroing av slåttemyr kan derfor være NA-VA01 Åpen jordvannsmyr eller, kanskje oftere, NA-VB01 Myr- og sumpskogsmark. Opphør av slått leder ofte, men ikke nødvendigvis, til re-etablering av kratt av vier, pors eller andre vedvekster, eller trær (Fig. 28b). Suksjonsforløpet avhenger derfor av om miljøforholdene ligger til rette for gjenvekst med trær eller ikke (Tabell 15).

Mens suksjonen fra semi-naturlig eng til fastmarksskogsmark innebærer temmelig stor endring (AD-TE_e; se Fig. 9), er endringene i tilsvarende suksjon fra slåttemyr klart mindre fordi det langt på vei er de samme artene som finnes i før- og ettersuksjonsstadiet. Forskjellen består først og fremst i endring i artenes mengde, om overflatestrukturen på myra er slett (og likner på en plen; Fig. 28a) eller tuet (Fig. 28c) og eventuell forekomst av busker og trær (Fig. 28b). Ross et al. (2019) viser imidlertid at mange typiske, kalkkrevende rikmyrarter foretrekker slåttemyr og går sterkt tilbake når slåtten opphører. De viser også at denne tilbakegangen er svært langsom, og at artssammensetningen på mellom- og nordboreale slåttemyrer fortsatt kan ha spor etter tidligere bruk som slåttemark 75 år etter slåtten opphørte.

Fordi slåttemyr er egen hovedtype og gjengroing derfor innebærer overgang til en annen hovedtype, kategoriseres suksjonen etter opphør av slått på slåttemyr som langtidssuksjon også dersom artsutskiftingen ved overgang til åpen jordvannsmyr kan være så liten som betydelig endring (AD-TE_c). Tabell 15 oppsummerer suksjonsforløpene fra slåttemyr til de to normale myrhovedtypene. Suksjoner fra NA-VK02 Semi-naturlig våteng har knapt vært undersøkt, men det er grunn til å anta at de følger mer eller mindre samme mønstre.

4.4 Reversert menneskepåvirkning

Et fellestrekk for suksjonsforløpene som er beskrevet i kapitlene 4.2 og 4.3, er at de finner sted innenfor en klart definert ramme, gitt av et veldefinert førsuksjonsstadium, et initialstadium som ofte er lik førsuksjonsstadiet, en spesifikk påvirkning og et veldefinert ettersuksjonsstadium (Fig. 1). Innenfor så faste rammer er det lite spillerom for variasjon i suksjonslengden (Tabell 4), og derfor er det mulig å gi standardiserte beskrivelser av vanlige suksjonsforløp (se kapitlene 4.1–3).

Suksjoner etter reversert menneskepåvirkning mangler en slik fast ramme. Utgangspunktet for forsøk på å reversere effektene av menneskepåvirkning er oftest et mål om å tilbakeføre sterkt endret natur til en mer «naturlig» tilstand (såkalt «*rewilding*»; Lorimer et al. 2015, Svenning 2020), gjerne på en måte som skaper en ny, kompleks natur (Bullock et al. 2022). Et så ambisiøst mål krever at det etableres mange parallelle suksjonsforløp, som leder til et mangfold av ettersuksjonsstadier. Landskap som ønskes restaurert inneholder ofte mange typer sterkt endret natur, slik at antallet mulige suksjonsforløp blir formidabelt. Rammeverket for å beskrive suksjoner i NiN 3 gjør det mulig å beskrive disse

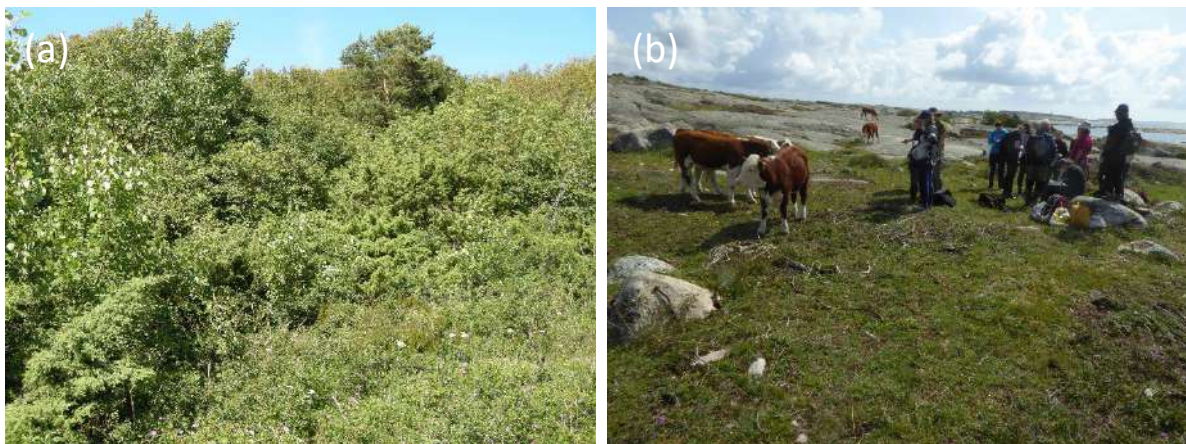


Fig. 29. Semi-naturlig eng på Asmaløy (Ø: Hvaler), (a) i sterk gjengroing med busker og trær (AD-IE_e) 2011 06 29, (b) under restaurering ved rydding av vedvekster og gjenopptakelse av beiting (påvirkning KM-KR_KG). På fotograferingstidspunktet (2019 08 08) er mesteparten av endringsgjelda i den reverserte suksesjonen innløst (se teksten).

suksesjonene (se kapittel 2.3) dersom rammen for hvert suksesjonsforløp er mulig å beskrive. Utfordringene med å beskrive reverserte suksesjoner kan illustreres med et par eksempler.

De enkleste tilfellene av reversert menneskepåvirkning er tiltak for å restaurere semi-naturlig jordbruksmark. Da er utgangspunktet for den reverserte suksesjonen gitt av suksesjonstrinnet som gjengroingssuksesjonen befinner seg i, som vist i Tabell 9. I eksemplet i Fig. 29 er utgangspunktet en semi-naturlig eng i seint gjengroingssuksesjonsstadium (AE-IE_e), det vil si at mellom 2 og 3 ØAE av den totale suksesjonslengden på 3–4 ØAE anses innløst. Reversering med sikte på tilbakeføring til intakt semi-naturlig eng innebærer en målsetting om at ettersuksjonstrinnet for den reverserte påvirkningen skal være lik førsuksjonstrinnet for den pågående suksesjonen. Sjøl om endringsgjelda er over 2 ØAE, foregår alle endringer innenfor én og samme hovedtype og skal derfor beskrives som en korttidssuksesjon. Fig. 29b indikerer at mer enn halve endringsgjelda var innfridd på



Fig. 30. Skjervemyra (Oslo: Maridalen), ei grøftet myr der det er satt inn omfattende tiltak for å motvirke uttørking. Myra ble grøftet tidlig på 1950-tallet, reverseringstiltakene ble utført i 2022 (bilder tatt 2024 06 21). Bildene viser vannansamlinger som tilhører hovedtypen NA-LM03 Ny innsjøbunn med opphav i våtmarkssystemer. Dersom målsettingen er å skape NA-LC01 Myrortv-innsjøbunn, er initialstadiet (AD-IE_a) allerede tilbakelagt. Dersom målsettingen er å gjenskape et torvproduserende våtmarkssystem, er det svært lite sannsynlig at utviklingen vil passere initialstadiet.

fotograferingstidspunktet. Dette svarer til AD-IK Seint suksesjonsstadium i den reverserte suksesjonen (Tabell 5). Eksemplet viser at det er mulig å ta store jafs av endringgjelda i reversert suksesjon ved å gjennomføre fysiske tiltak.

De fleste naturrestaureringsoppgaver er imidlertid langt mer komplekse enn dette. Målet for ethvert slikt prosjekt kan beskrives med natursystem-typer og variabler, men det er ofte vanskelig å gjøre skjønnsmessige vurderinger av suksesjonslengde og aktuelt suksesjonstrinn når suksesjonsforløpet er diffust. Multivariate metoder som f.eks. ORBA – «Ordination–regression based approach [to estimation of time to recovery]» (Rydgren et al. 2019, 2020) kan være til stor hjelp i dette fordi metoden tallfester forskjeller i artssammensetning mellom initialstadium, ettersuksesjonsstadium og suksesjonstrinnet på gitte tidspunkter.

Fig. 30 viser et eksempel på en situasjon der det finnes mange mulige restaureringsmål (ettersuksesjonstilstander). Valget av restaureringsmål er helt avgjørende for vurderingen av hvorvidt utviklingen går i ønsket retning.

5 Beskrivelse av variabler for suksesjoner utløst av bortfall av tresjikt

5.1 Naturgitte påvirkninger som medfører bestandsavgang

Suksesjoner i undervegetasjonen som drives av bortfall av tresjikt har en annen dynamikk enn suksesjoner som drives av påvirkning på marka. Bortfall av tresjikt endrer levevilkårene for arter som lever på og i marka og på levende og død ved. Noen av de viktigste egenskapene som påvirkes, er lysforholdene nær marka, fordelingen av gjennomfallende nedbør, lokalklima, markfuktighet, vindforhold, stoffsirkulasjon og strøfall (se f.eks. Lunde et al. 2025 og referanser deri).

Tabell 3 viser imidlertid at de samme påvirkningene kan utløse naturgitt bestandsavgang i skog (variabelen KM-BA Bestandsavgang på tresatt areal) og andre naturgitte korttidssuksesjoner (variabelen KM-NF Ikke gjennomgripende naturgitt forstyrrelse). Med bestandsavgang menes at minst 75 % av biomassen av trær innenfor et område dør som følge av påvirkningen. Det finnes ikke offisielle tall for omfanget av naturgitt bestandsavgang i skog i Norge, men en beregning foretatt av S.-O. Moum & J.-E. Nilsen (i Halvorsen et al. 2019) basert på data fra Landsskogtakseringen viste at henholdsvis 1,86 og 1,16 % av det produktive skogarealet i Norge hadde mer enn 5 % av stående biomasse skadet av insekter og vindfelling. Andelene av produktiv skogsmark der over 50 % av arealet var skadet av disse årsakene utgjorde bare 0,12 % og 0,04 %. Det indikerer at naturgitt bestandsavgang er en sjelden foreteelse i norske skoger. De siste årene er det imidlertid meldt om økende dødelighet, først og fremst av gran, som har blitt koblet til ekstremtørkeepisoder (Schuldt et al. 2020, Timmermann et al. 2020).

5.2 Hogstformer

Ulike typer hogst påvirker skogøkosystemet på ulike måter. NiN 3 inneholder fire variabler som til sammen beskriver aktuelle hogstregimer (Tabell 16). I tillegg finnes flere variabler som kan brukes til å beskrive andre egenskaper relatert til hogst, for eksempel KM-SF Skogforyngelsestiltak (markberedning, tilplanting, såing eller naturlig foryngelse) og KM-UM Metode for uttak av trevirke (foruten uttak av tømmer, uttak av hogstavfall og/eller også stubber). Dette er tiltak som kan påvirke suksesjonsforløpet (Nordbakken & Frisk 2024).

5.3 Suksesjon på tresatt mark

5.3.1 Variabelen AD-ST Suksesjon på tresatt mark

NiN 3.0-variabelen AD-ST Suksesjon på tresatt areal (Tabell 17) beskriver stadier i suksesjon drevet av bortfall av tresjikt. Den avviker fra mønsteret for de andre korttidssuksesjonene (se kapittel 2.3) ved at den *ikke* tar utgangspunkt i estimer av uinnløst endringsgjeld. Den skiller seg også fra andre korttidssuksesjoner ved at suksesjonslengden, til tross for at denne

Tabell 16. Klasseinndeling av de fire korttidsvariablene som angir ulike hogstformer, med forklaring. Var = Variabel, Kl = Klasse. «Uten» betyr at det ikke er spor etter hogstformen.

Var	Kl	Klassebetegnelse	Forklaring
KM-HG Lukket gradvis foryngelseshogst			
	KO	uten	
	KA	gruppehogst	hogst av mindre grupper (1–2 da) for å fremme naturlig foryngelse fra nabobestand (= småflategst)
	KB	kanthogst	mindre snauhogst (avstand fra kant ikke større enn 30 m), med sikte på naturlig foryngelse ved frøsetting fra kanten [flateinnholdet av en sirkel med radius 30 m er 2,83 da.]
	KC	skjermstillingshogst	hogst der 16–40 trær, nokså jevnt fordelt, er satt igjen pr. daa med sikte på naturlig foryngelse
	KU	uspesifisert lukket gradvis foryngelseshogst	hogstform som tilfredsstiller kravene til lukket gradvis foryngelseshogst, men som ikke passer inn i noen av klassene KA–KC
KM-HI Intermediær hogst			
	KO	uten	
	KA	forhåndsrydding	hogst av små trær i yngre og eldre produksjonsskog, utføres vanligvis i forkant av tynning; virket legges vanligvis igjen på marka
	KB	fri tynning	hogst i yngre og eldre produksjonsskog med sikte på jevnest mulig fordeling av de mest produktive trærne (inkluderer lavtynning, det vil si hogst av de minste trærne)
	KC	høgtynning	hogst av de største trærne i yngre og eldre produksjonsskog for å øke kvaliteten på trærne som står igjen
	KD	manuell avstandsregulering	hogst i ungskog med sikte på å optimalisere produksjonen hos trærne som står igjen
	KE	gjentatt ryddingshogst	mer eller mindre jevnlig fjerning av alt skogoppslag, f.eks. langs trafikkåre, i kraftgater etc. – kan også ses på som en form for snauhogst
	KU	uspesifisert intermediær hogst	hogstformer som tilfredsstiller kravene til intermediær hogst, men som ikke passer i klassene KA–KE; inkluderer blant annet vedhogst
KM-HS Lukket selektiv hogst			
	KO	uten	
	KA	bledningshogst	systematisk høsting der enkeltrær høstes med jevne mellomrom (typisk 5–20 år) for å opprettholde en flersjiktet bestandsstruktur og en bestandstetthet som garanterer høyest mulig vekst og konstant foryngelse
	KB	dimensjonshogst	hogstform der de største trærne, det vil si trær som holder et gitt minstemål, tas ut uten at målet er å etterlate en bestemt bestandsstruktur eller legge til rette for foryngelse
	KC	plukkhogst	hogstform der enkeltrær tas ut uten at målet er å etterlate en bestemt bestandsstruktur eller legge til rette for foryngelse. og som ikke tilfredsstiller definisjonen av dimensjonshogst
	KU	uspesifisert lukket selektiv hogst	hogstform som tilfredsstiller kravene til lukket selektiv hogst, men som ikke passer inn i noen av klassene KA–KC
KM-HY Åpen foryngelseshogst			
	KO	uten	
	KA	frøtrestillingshogst	hogstform der 1–15 frøtrær, noenlunde jevnt fordelt over arealet, blir satt igjen per daa
	KB	snauhogst	sluttavvirkningshogst uten tilrettelegging for naturlig foryngelse i form av frøtrær, og der nabobestand ikke er egnet til å forynge hele flata; inkluderer hogst der det er satt igjen en skjerm av lauvtrær f.eks. for å beskytte mot frost
	KC	gjentatt snauhogst	snauhogst på tidligere snauhogd areal, utført før bestandet har nådd aldringsstadiet (AD-ST_e, det vil si hogstklasse 5)
	KU	uspesifisert åpen foryngelseshogst	hogstform som tilfredsstiller kravene til åpen foryngelseshogst, men som ikke passer inn i noen av klassene KA–KC

suksesjonen klassifiseres som en korttidssuksesjon, ofte overskrider 2 ØAE. Grunnen til at den likevel karakteriseres som en korttidssuksesjon, er at den foregår innenfor en og samme natursystem-hovedtype.

Det finnes en etablert, veldokumentert praksis i skogbruk og skogøkologi for å beskrive suksesjonsforløp etter bestandsavgang, først og fremst hogst, ved hjelp av hogstklasser. Inndelingen i fem hogstklasser (I–V), som er skogbrukets standardbegrepsapparat for å beskrive skogbestandenes utviklingstrinn, ble innført i Norge med Landsskogtakseringens 2. landstakst (1937–1956) (Tomter 2019). Når boniteten (markas produksjonsevne; angis som H_{40} -bonitet, det dominerende treslagets forventete høyde ved 40 års alder) er kjent, kan målinger av kronesjiktets høyde og alder «oversettes» til hogstklasse [se f.eks. Viken (2023) for beskrivelse av metodikk og Vedlegg 1 for tabeller]. Når et bestand passerer grensa mellom hogstklassene IV og V, blir det «hogstmodent» etter bestandsskogbrukets terminologi. Da er sammenhengen mellom bonitet, høyde og alder i ferd med å opphøre, og hogstklasseinndelingen kan ikke lenger brukes til å si noe om tresjiktets dynamikk. For at AD-ST skal fylle sitt formål, å kunne nyttes til å beskrive dynamikken i tresjiktet i skogen helt fram til den er styrt av naturgitte prosesser, er hogstklasse V delt videre opp (Halvorsen et al. 2022).

Trinninndelingen av AD-ST i NiN 3 avviker fra hogstklasseinndelingen både ved at hvert trinn er definert på grunnlag av flere egenskaper (se Tabell 17) og ved at hogstklasse V er delt i tre trinn – e, f og y – som adresserer ulike kategorier av gammel bestandsskog og fleraldret skog med nær naturlig eller naturlig dynamikk. Begrunnelsen for denne inndelingen er grundig drøftet i rapporten fra «Skogdynamikkprosjektet» (Halvorsen et al. 2022).

AD-ST viderefører resultatene av ny forskning som både identifiserer to parallelle suksesjonsveger mot naturlig dynamikk i skog og to alternative former for naturgitt dynamikk (Kuuluvainen & Aakala 2011, Berglund & Kuuluvainen 2021). Den vanligste suksesjonsvegen innebærer at den ensjiktete strukturen som kjennetegner skogbestand i ung hogstklasse V, gradvis oppløses når trærne blir eldre. Da gjennomgår tresjiktet en flekkvis «sammenbruddsfase» (Weck 1948, Børset 1985) med en flersjiktet skog med småskaladynamikk (AD-ST_y) som resultat. Den alternative suksesjonsvegen er knyttet til furuskoger som forynges etter branner som opptre med mange tiårs mellomrom, hvilket var vanlig i Norge før tiltak ble satt inn fra midten av 1800-tallet for å redusere omfanget av skogbranner (Rolstad et al. 2017). Kohortdynamikk (AD-ST_f) kjennetegner furuskog som nesten utelukkende forynges etter brann, slik at tresjiktet over tid kommer til å bestå av to eller flere kohorter. Fordi furu er et lyselskende tre, kan yngre kohorter vokse inn i kronesjiktet. En skog med kohortdynamikk kan derfor på samme tid være tilnærmet ensjiktet og fleraldret. Også skog med kohortdynamikk kan gjennomgå en «sammenbruddsfase», for eksempel dersom skogbrann uteblir. Da kan den ende som en flersjiktet skog med småskaladynamikk (AD-ST_y). Derfor kan AD-ST_y ses på som det ultimate endetrinnet på vegen mot en naturgitt dynamikk i skog, mens kohortdynamikken kan ses på som et potensielt svært langvarig trinn i en alternativ suksesjonsveg fram mot småskaladynamikk. Dette gjør at f-trinnet representerer et ikke-synkront element i trinndelingen av AD-ST, som løper parallelt med det vanlige suksesjonsforløpet fra AD-ST_e til AD-ST_y.

Tall fra Landsskogtakseringen for perioden 2020–24 (K.O. Storaunet, pers. medd.) viser at hele 45 % av Norges produktive skogareal tilhører hogstklasse V (tilsvarende tall for hogstklassene I–IV er 2,1 %, 14,5 %, 19,0 % og 19,4 %). Dersom vi inkluderer det uproduktive skogarealet, blir tallet 50 %. 1,95 % av det produktive og 2,07 % av det totale skogarealet

Tabell 17. Trinninndeling av variabelen AD-ST Suksesjon på tresatt mark. Den forklarende teksten er tatt fra dokumentasjonen av AD-ST i NiN 3 og bare endret der den var uklar. Merk at henvisningen til tabeller for nedre grenser for hogstklasser omfatter H40-bonitet fra 6 og oppover. For uproduktiv skog følger NiN Landsskogtakseringens praksis med å benytte inngangsverdiene for H40-bonitet 6 (Svensson et al. 2021). En ny, mer findelt variabel med foreløpig kode AD-SX er til vurdering for neste NiN-versjon (se kapittel 5.3.2 og Tabell 18).

Kode	Trinnbetegnelse	Forklaring
0	tre- og buskløs fase	Mark uten yngre trær eller busker (hogstflate, hogstklasse I, brannflate og stormfellingsflate)
a	foryngelsesskog	Bestand dominert av busker i aktiv vekst, som ennå ikke tilfredsstillers definisjonen av tresatt areal (arealandel innenfor kroneperiferien av trær < 10 %). Det er kort tid siden siste omfattende påvirkning (f.eks. hogst, brann, insektutbrudd). Gjenstående eldre trær kan finnes, som følge av at ikke alle trærne ble tatt ut/døde på grunn av påvirkningen (f.eks. ved frøtrestillingshogst). Hogstklasse I og II (delvis).
b	ungskog	Skogareal som antallsmessig er dominert av unge trær i aktiv vekst og som tilfredsstillers definisjonen av tresatt areal (arealandel innenfor kroneperiferien av trær > 10 %). Det er kortere tid siden siste omfattende påvirkning (f.eks. hogst, brann, insektutbrudd) enn nedre grense for hogstklasse III (gitt av tabell for ulike treslag og boniteter). Gjenstående eldre trær kan finnes, som følge av at ikke alle trærne ble tatt ut/døde på grunn av påvirkningen. Hogstklasse II (delvis).
c	yngre skog	Skogareal dominert av trær i aktiv vekst og med betydelig levende biomasse. Bestanden/den dominerende kohorten er eldre enn en minstegrense gitt av tabell for ulike treslag og boniteter (hogstklasse III). Gjenstående eldre trær kan finnes, som følge av at ikke alle trærne ble tatt ut/døde på grunn av påvirkningen (f.eks. hogst, brann, insektutbrudd).
d	eldre skog	Skogareal med stor levende biomasse. Bestanden/den dominerende kohorten er eldre enn en minstegrense gitt av tabell for ulike treslag og boniteter (hogstklasse IV). Gjenstående eldre trær kan finnes, som følge av at ikke alle trærne ble tatt ut/døde på grunn av påvirkningen (f.eks. hogst, brann, insektutbrudd).
e	gammel skog	Skogareal med stor levende biomasse. Bestanden/den dominerende kohorten er eldre enn en minstegrense gitt av tabell for ulike treslag og boniteter (hogstklasse V). Dominerende trær kan vise tegn på redusert vitalitet (f.eks. på grunn av insektangrep og/eller råte) og kan ha (a) mindre åpninger i tresjiktet og (b) ha forekomst av trær eldre enn den dominerende kohorten og som kan være vanskelig å skille fra denne. Ved økende forekomst av småskala-/enkelttre-forstyrrelse vil det finne sted en glidende overgang til trinn f eller y.
f	fleraldret skog med kohordynamikk	Fleraldret skog med to eller flere sjikt, eller uten tydelig sjiktning, men med kohorter i ulike aldersklasser der den eldste kohorten er eldre enn en minstegrense gitt av tabell for ulike treslag og boniteter (hogstklasse V).
y	skog med småskaladynamikk	Fleraldret og flersjiktet skog med gamle trær (som gammelt tre regnes gran > 150 år og furu > 200 år; for lauvtrær artsspesifikke grenseverdier gitt av variabelen NO-AA Alle gamle trær). Treslagssammensetningen og aldersfordelingen er stabil over tid.

tilfredsstillende Landsskogtakseringens strenge naturskogsdefinisjon (Storaunet & Rolstad 2020). Hvor stor andel av skogen som tilhører AD-ST-trinnene f og y er ikke kjent, men skog med kohortdynamikk (AD-ST_f) dekker opplagt små arealer (se bl.a. Midteng 2025). Landsskogtakseringens naturskogsdefinisjon er noe strengere enn kravet til AD-ST_y, men dersom vi legger en streng tolkning av kravet til stabil treslagssammensetning og aldersfordeling i definisjonen av y-trinnet til grunn, omfatter AD-ST_y neppe mer enn 5 % av skogarealet. AD-ST_e omfatter dermed over 40 % av norsk skog, inkludert hele variasjonsbredden fra ensaldrete og ensjiktete bestander som nylig har passert alderskravet for hogstklasse V, til flersjiktet skogsmark med gamle trær som fortsatt ikke tilfredsstillende kravet til trinn AD-ST_y om at treslagssammensetningen og aldersfordelingen skal være stabil. Dette er ikke i tråd med intensjonen i NiN om å beskrive variasjon på en måte som er detaljert nok til å tilfredsstillende brukernes behov for presis informasjon.

5.3.2 Framlegg til en ny variabel, AD-SX Suksesjon på tresatt mark (ny), for å beskrive suksesjoner utløst av bortfall av tresjikt

Drøftingen av AD-ST ovenfor identifiserer tre problemer med variabelen AD-ST; (1) at e-trinnet er så vidt at det ikke differensierer mellom ensjiktete og ensaldrete produksjonsskogbestander og svært gammel skog med nær naturlig tresjiktodynamikk; (2) at det omfatter mer enn dobbelt så stor andel av det norske skogarealet som noe annet trinn; og (3) at trinninndelingen ikke er kronologisk, slik som det er forventet av en suksesjonsgradient. Som påpekt i forrige kapittel, inngår ikke det sjeldne f-trinnet (skog med kohortdynamikk) i en suksesjon som et trinn etter AD-ST_e, men som et parallelltrinn til siste fase av AD-ST_e etter at «den eldre kohorten» har gjennomgått de første fasene. Det finnes altså to parallelle suksesjonsforløp mellom AD-ST_d og AD-ST_y: (1) Ett forløp der bestandsstrukturen viskes ut og resultatet blir en fleraldret skog med småskaladynamikk; og (2) en skog som forynges med nye kohorter med lange mellomrom, og som til slutt kan ende opp som en fleraldret skog med småskaladynamikk. Av disse er forløp (2) uvanlig i norske skoger i dag, og i stor grad knyttet til furuskoger med naturlig brannodynamikk og brannintervaller på 50–80 år eller mer [Storaunet et al. (2013) og Rolstad et al. (2017), se også Kuuluvainen & Aakala (2011) og Berglund & Kuuluvainen (2021)]. I typiske tilfeller skiller suksesjonsforløpene (1) og (2) seg på flere måter: Forløp (1) går oftest mye raskere enn forløp (2), først og fremst fordi forløp (2) er knyttet til furuskog på lave til middels boniteter og fordi de nye kohortene vokser opp under en lukket krone. Også utviklingen av død ved går svært langsomt i forløp (2). Mens død ved i forløp (1) først og fremst er resultatet av vindfelling og aldring, er sjøltynning og brannskader viktigste årsaker til tilførsel av dødved i forløp (2); se f.eks. Midteng (2025) sin beskrivelse av «stavfuruskog» fra Engerdal og Trysil. Hvert av «trinnene» AD-ST_e og AD-ST_f tar derfor mye lengre tid med forløp (2) enn med forløp (1). Ved økende forekomst av småskala-/enkelttre-forstyrrelse, redusert vekst på dominerende trær og økende dødvedandel, vil det finne sted en glidende overgang fra AD-ST_f til trinn AD-ST_y.

Etter grundig drøfting synes det klart at AD-ST bør videreutvikles til en variabel som bedre beskriver stadiene i tresjiktssuksesjoner. Denne variabelen, som har fått arbeidstittel «AD-SX Suksesjon på tresattmark (ny)» blir drøftet i dette kapitlet. Trinninndelingen av AD-SX er vist i Tabell 18.

I arealstatistikk basert på data fra Landsskogtakseringen har det lenge blitt operert med innslagsverdier på 120 og 160 år for en mer presis karakterisering av skog i hogstklasse

Tabell 18. Framlegg til trinninndeling av den tentative variabelen AD-SX Suksesjon på tresatt mark (ny), med forklaring. AD-SX er kandidat til å erstatte AD-ST ved neste oppdatering av NiN 3, som etter planen skal skje høsten 2026. Den forklarende teksten til trinnene 0 og a–d (grå bakgrunn) er den samme som for AD-ST (se Tabell 17).

Kode	Kode AT-ST	Trinn- betegnelse	Forklaring
0	0	tre- og buskløs fase	Mark uten yngre trær eller busker (hogstflate, hogstklasse I, brannflate og stormfellingsflate)
a	a	forryngelses- skog	Bestand dominert av busker i aktiv vekst, som ennå ikke tilfredsstiller definisjonen av tresatt areal (arealandel innenfor kroneperiferien av <i>trær</i> < 10 %). Det er kort tid siden siste omfattende påvirkning (f.eks. hogst, brann, insektutbrudd). Gjenstående eldre trær kan finnes, som følge av at ikke alle trærne ble tatt ut/døde på grunn av påvirkningen (f.eks. ved frøtrestillingshogst). Hogstklasse I og II (delvis).
b	b	ungskog	Skogareal som antallsmessig er dominert av unge trær i aktiv vekst og som tilfredsstiller definisjonen av tresatt areal (arealandel innenfor kroneperiferien av trær > 10 %). Det er kortere tid siden siste omfattende påvirkning (f.eks. hogst, brann, insektutbrudd) enn nedre grense for hogstklasse III (gitt av tabell for ulike treslag og boniteter). Gjenstående eldre trær kan finnes, som følge av at ikke alle trærne ble tatt ut/døde på grunn av påvirkningen. Hogstklasse II (delvis).
c	c	yngre skog	Skogareal dominert av trær i aktiv vekst og med betydelig levende biomasse. Bestanden/den dominerende kohorten er eldre enn en minstegrense gitt av tabell for ulike treslag og boniteter (hogstklasse III). Gjenstående eldre trær kan finnes, som følge av at ikke alle trærne ble tatt ut/døde på grunn av påvirkningen (f.eks. hogst, brann, insektutbrudd).
d	d	eldre skog	Skogareal med stor levende biomasse. Bestanden/den dominerende kohorten er eldre enn en minstegrense gitt av tabell for ulike treslag og boniteter (hogstklasse IV). Gjenstående eldre trær kan finnes, som følge av at ikke alle trærne ble tatt ut/døde på grunn av påvirkningen (f.eks. hogst, brann, insektutbrudd).
e	e	aldrende skog	Skogareal med stor og fortsatt økende levende biomasse, som utgjør (e1) ett klart dominerende øvre sjikt i et bestand eller (e2) én klart dominerende blant to (eller flere) kohorter (av furu) som danner et dominerende, øvre sjikt. Trærne i det øvre sjiktet (både e1 og e2) er eldre enn en minstegrense gitt av tabell for ulike treslag og boniteter (hogstklasse V). Gjenstående eldre trær kan finnes, som følge av at ikke alle trærne ble tatt ut/døde på grunn av påvirkningen (f.eks. hogst, brann, insektutbrudd). Noen trær i det dominerende sjiktet kan vise begynnende tegn på redusert vitalitet (f.eks. på grunn av insektangrep, råte e.l.).

V (Tomter 1999, Hobbestad et al. 2004). Granhus et al. (2012) knytter alder til treslag og bonitet og benytter begrepet «gammel skog» for skog med høyere alder enn inngangsverdien for hogstklasse V (120–160 år for gran- og lauvskog, proporsjonalt med variasjonen i bonitet fra 26 til 0; tilsvarende tall for furuskog er 140–180 år).

Begrepet «biologisk gammel skog» synes å opptre i offisielle dokumenter første gang i 1998 (Anonym 1998: 126), der det benyttes for skog med særlig høy bestandsalder. Måten begrepet benyttes der, uten definisjon, tyder imidlertid på at det allerede var i bruk på dette tidspunktet. Anonym (1998) opererer med to «nivåer» for «biologisk gammel skog»;

Tabell 18 (forts.)

Kode	Kode AT-ST	Trinn- betegnelse	Forklaring
f	e/f	gammel skog	Skogareal med stor og svakt økende til stagnerende biomasse i trær, men fortsatt uten dynamisk likevekt mellom (a) levende og døde trær; (b) ulike diameter- og aldersklasser for levende trær; og/eller (c) ulike diameterklasser og nedbrytningsstadier for død ved. De eldste trærne tilfredsstillers definisjonen av «biologisk gammel skog» i Hysten et al. (2018), se Tabell 19. Forekommer med to parallelle utforminger som følger etter henholdsvis (e1) og (e2) i suksesjonsforløpet: (f1) Oftest uten et veldefinert dominerende bestand eller én klart dominerende kohort som danner et dominerende, øvre sjikt. Små åpninger i tresjiktet som følge av enkelttrærs eller små grupper av træs død er vanlig. (f2) Fleraldret skog (oftest furudominert) uten tydelig sjiktning, men med to eller flere kohorter i ulike aldersklasser der den eldste kohorten tilfredsstillers definisjonen av «biologisk gammel skog». Ved økende forekomst av småskala-/enkelttre-forstyrrelse, redusert vekst på dominerende trær og økende dødvedandel, vil det finne sted en glidende overgang både fra trinn (f1) og (f2) til trinn y.
y	y	skog med småskala-dynamikk	Fleraldret og flersjiktet skog med gamle trær (som gammelt tre regnes gran > 150 år og furu > 200 år; for lauvtrær artsspesifikke grenseverdier gitt av variabelen NO-AA Alle gamle trær). Dynamisk likevekt mellom (a) levende og døde trær; (b) ulike diameter- og aldersklasser for levende trær og/eller (c) ulike diameterklasser og nedbrytningsstadier for død ved. Treslagssammensetningen og aldersfordelingen er stabil over tid, noe som gir seg utslag i at dødvedmengden og dødvedvariasjonen er eller er i ferd med å nærme seg det som er forventet i en skog med naturlig dynamikk, det vil si KM-DA Dødvedandel minst trinn 4 (død ved som andel av total vedmengde > 1/8 (forventet dødvedandel er ca. 1/3) og KM-DV Dødvedvariasjon minst trinn 2 (to av tre kategorier av død ved representert med minst 1/6 av total dødvedmengde).

henholdsvis med hogstmodenhetsalder + 30 % og + 50 %. Fra og med 2018 (f.eks. Hysten et al. 2018) benyttes separate inngangsverdier for «biologisk gammel skog» for gran-, furu- og lauvskog [Tabell 19; se også Stokland et al. (2020)]. Basert på data fra Landsskogtakseringen med referanseår 2017 finner Stokland et al. (2020) at 12,8 av det produktive skogarealet (inkludert verneområder) er biologisk gammel skog. Dersom alderskravet for uproduktiv skog settes lik alderskravet for laveste bonitetsklasse som i Tabell 19, er arealandelen av biologisk gammel skog 17,2 % (K.O. Storaunet, pers. medd.).

Overgangen fra AD-ST_e til AD-ST_y forutsetter (jf. definisjonen av AD-ST_y i Tabell 17) at det er dynamisk likevekt i trepopulasjonen, det vil si at det er balanse mellom tilvekst (størrelsesfordeling, alder og biomasse) og avgang. Dette kravet kan tolkes på to måter. En vid tolkning stiller krav til likevekt i den *levende* trepopulasjonen, mens en streng tolkning krever likevekt i *hele* trepopulasjonen, inkludert både levende og døde trær. Når tilveksten og avgangen i den levende trepopulasjonen er i balanse, vil det fortsatt gå

Tabell 19. Definisjon av «biologisk gammel skog» etter Hysten et al. (2018). Tabellen angir nedre aldersgrenser for skog dominert av ulike treslag. Uprod. = uproduktiv skog.

Bonitet (H40)	Treslag		
	Gran	Furu	Lauv
Uprod.	135	155	120
6–8	135	155	120
11–17	120	140	100
20–26	105	105	80

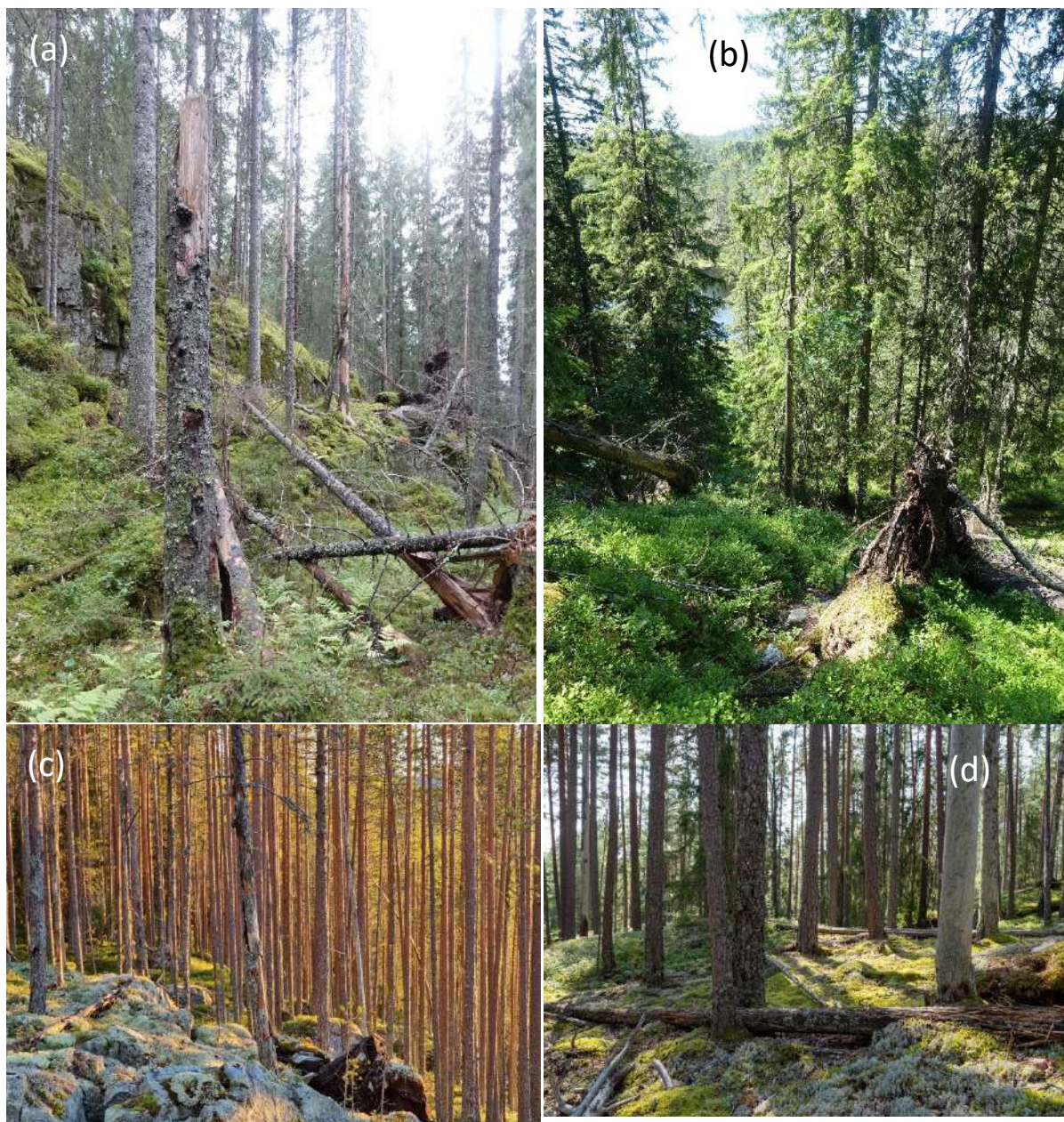


Fig. 31. Typiske eksempler på de fire utformingene av aldrende og gammel skog. (a) Aldrende skogbestand (AD-SX_e, utforming e1) med ett klart dominerende øvre sjikt. Bildet viser ensaldret granbestand fra Rausjømarka i «sammenbruddsfasen» (Akh: Enebakk, 2022 09 10). (b) Gammel skog som tilfredsstillter definisjonen av «biologisk gammel skog» uten et veldefinert dominerende bestand eller én klart dominerende kohort som danner et dominerende, øvre sjikt (AD-SX_f, utforming f1). Bildet viser en åpen, fleraldret granskog i Solhomfjell-området, der dødvedmengden er økende (AA: Gjerstad, 2023 06 23). (c) Aldrende skog (AD-SX_e, utforming e2) med én klart dominerende blant to (eller flere) kohorter, som danner et dominerende, øvre sjikt. Bildet viser «stavfuruskog» i Engermarka (He: Engerdal og Trysil). Foto: Rein B. Midteng, fra Midteng (2025). (d) Gammel skog, som tilfredsstillter definisjonen av «biologisk gammel skog»; fleraldret skog uten tydelig sjiktning, men med to eller flere kohorter (AD-SX_f, utforming f2). Bildet viser brannpåvirket, sørboreal furuskog i Follsjå-området (Te: Notodden). Foto: Sigve Reiso, fra Reiso & Jensen 2026).



Fig. 32. Interiør fra granskog med småskaladynamikk (AD-SX_y) i Oppkuven (Bu: Ringerike), uten hogstspor og med stor dødvedmengde. 2022 06 03.

mange tiår før det er en dynamisk likevekt i dødvedpopulasjonen. Ifølge Landsskogtakseringens data, som registreres på små prøveflater (250 m²), mangler død ved i en tredel av arealet som klassifiseres som «biologisk gammel skog» (K.O. Storaunet, pers. medd.). Dette kan indikere at det også i skog med høy alder på levende trær kan være langt igjen til dynamisk likevekt i streng forstand. En streng tolkning av AD-ST_y, som inkluderer krav til likevekt i dødvedpopulasjonen, medfører at endettrinndefinisjonen må spesifisere at dødvedmengden og dødvedvariasjonen må være nær det som er forventet i en skog med naturlig dynamikk.

Den nye variabelen AD-SX (Tabell 18) vil, etter eventuell revisjon, inngå i NiN 3 etter neste oppdatering. I den foreløpige versjonen av den nye variabelen, AD-SX Suksesjon på tresatt mark (ny), er AD-ST_e delt i to trinn, som forklart i Tabell 19, mens AD-ST_f blir oppfattet som en fase i et parallelt suksesjonsforløp med samme endepunkt. De to parallelle forløpene mot det spissete endetrinnet AD-SX_y blir beskrevet som henholdsvis (e1) og (e2) for småskaladynamikk og (f1) og (f2) for kohortdynamikk.

Begrepet som benyttes i NiN 3.0 (Anonym 2023) for AD-ST_e, «gammel skog», ble foreslått av Halvorsen et al. (2022). Gammelskogsbegrepet er imidlertid egnet til å skape forvirring fordi det har blitt benyttet i flere ulike meninger. I skogbrukssammenheng benyttes det dels synonymt med hogstklasse V (f.eks. Viken 2023), dels om den eldre delen av hogstklassen (f.eks. Granhus et al. 2012). Hogstklasse V omtales også som «hogstmoden skog» (f.eks. Granhus et al. 2012). I NiN 2 (Halvorsen et al. 2019) ble trinn 5 for variabelen 7SB-NS Normaliskogsbestandets (produksjonsskogens) suksesjonsstadier, som svarer til hogstklasse V, betegnet «gammel normaliskog». Begrepet «biologisk gammel skog» ble trolig benyttet av Hysten et al. (2018) og Stokland et al. (2020) for å rydde opp i denne begrepsjungelen. I dette framlegget til ny tresjiktssuksesjonsvariabel AD-SX har vi valgt

begrepene «aldrende skog» og «gammel skog» for trinnene AD-SX_e og AD-SX_f (Tabell 18), vel vitende om at gammelskogsbegrepet har blitt (og fortsatt blir) brukt både i og utenfor NiN i mange ulike definisjoner. I par med begrepet «aldrende skog» har vi likevel tro på at «gammel skog» skal kunne fungere med et nytt og bedre avgrenset innhold.

Takk

Dette dokumentet er resultatet av en lang prosess, der diskusjoner med og innspill fra gode kolleger og resten av det store økologiske fagmiljøet har hatt uvurderlig betydning. Kapitlet om suksesjon på tresatt mark er resultatet av interessante diskusjoner med Ken Olaf Storaunet og Olav Skarpaas. Kapitlene om gjengroingsuksesjoner på semi-naturlig eng og i kystlynghei bygger på innspill fra Liv Guri Velle og Anette Bär, mens kapitlet om suksesjon etter grøfting av myr har fått mange gode bidrag fra Anders Lyngstad og Mari Jokerud. Rein B. Midteng og Sigve Reiso takkes for lån av bilder.

Suksesjon er et vanskelig tema. Gode eksempler som kan tjene som mal ved praktisk kartlegging, er nødvendig for at variablene skal kunne oppfattes likt av de som skal bruke dem, blant annet i praktisk kartegging. Denne versjonen av dokumentet er en innspillsversjon som etter planen skal revideres høsten 2026. Alle bidrag som kan gjøre dokumentet bedre, mottas med takk.

Referanser

- Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G.M. & Stabbetorp, O.E. 2013. Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog på biologisk mangfold. – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 959: 1-69.
- Andreassen, L.M. 2022. Breer og fonner i Norge. – Norg. Vassdrags- Energidir. Rapp. 2022: 3: 1-47.
- Anonym, 1998. Standardutredninger fra Levende Skog. Rapport 9 b. – Levende Skog, Oslo.
- Anonym, 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services. – IPBES, Bonn.
- Anonym, 2020. Plan for restaurering av våtmark i Norge (2021–2025). – Miljødir. Rapp. 1903: 1-70.
- Baumann, S., Winkler, S. & Andreassen, L.M. 2009. Mapping glaciers in Jotunheimen, South-Norway, during the “Little Ice Age” maximum. – Cryosphere 3: 231-243.
- Berglund, H. & Kuuluvainen, T. 2021. Representative boreal forest habitats in northern Europe, and a revised model for ecosystem management and biodiversity conservation. – Ambio 50: 1003-1017.
- Bjerke, J.W., Treharne, R., Vikhamar-Schuler, D., Karlsen, S.R., Ravolainen, V., Bokhorst, S., Phoenix, G.K., Bochenek, Z. & Tømmervik, H. 2017. Understanding the drivers of extensive plant damage in boreal and Arctic ecosystems: insights from field surveys in the aftermath of damage. – Sci. tot. Environm. 599: 1965-1976.
- Borge, A.F., Westermann, S., Solheim, I. & Etzelmüller, B. 2017. Strong degradation of palsas and peat plateaus in northern Norway during the last 60 years. – Cryosphere 11: 1-16.
- Bratli, H. & Halvorsen, R. 2014. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av gjengroing og restaurering i semi-naturlig eng i Nordherad, Vågå kommune, Oppland. – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 1047: 1-88.
- Brudvig, L.A. 2011. The restoration of biodiversity: where has research been and where does it need to go? – Am. J. Bot. 98: 549-558.
- Bryn, A., Dourojeanni, P., Hemsing, L.Ø. & O'Donnell, S. 2013. A high-resolution GIS null model of potential forest expansion following land use changes in Norway. – Scand. J. For. Res. 28: 81-98.
- Bryn, A. & Potthoff, K. 2018. Elevational treeline and forest line dynamics in Norwegian mountain areas – a review. – Landsc. Ecol. 33: 1225-1245.
- Bryn, A., Strand, G.-H., Angeloff, M. & Rekdal, Y. 2018. Land cover in Norway based on an area frame survey of vegetation types. – Norsk geogr. Tidsskr. 72: 131-145.
- Braekke, F.H. 1983. Water-table levels at different drainage intensities on deep peat in northern Norway. – For. Ecol. Mgmt 5: 169-192.
- Bullock, J.M., Fuentes-Montemayor, E., McCarthy, B., Park, K., Hails, R.S., Woodcock, B., Watts, K., Corstanje, R. & Harris, J. 2022. Future restoration should enhance ecological complexity and emergent properties at multiple scales. – Ecography 2022: e05780: 1-11.
- Børset, O. 1985. Skogskjøtsel. I. Skogøkologi. – Landbruksforlaget, Oslo.
- Clymo, R.S. 1983. Peat. – In: Gore, A.J.P. (Ed.), Ecosystems of the world. 4A. Mires: swamp, bog, fen and moor: general studies, Elsevier, Amsterdam, pp. 159-224.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. – Science 199: 1302–1310.

- Cousins, S.A.O. & Lindborg, R. 2008. Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. – *Biol. Conserv.* 141: 233-240.
- Criado, M.G., Myers-Smith, I.H., Bjorkman, A.D., Elmendorf, S.C., Normand, S., Aastrup, P., Aerts, R., Alatalo, J.M., Baeten, L., Björk, R.G., Björkman, M.P., Boulanger-Lapointe, N., Butler, E.E., Cooper, E.J., Cornelissen, J.H.C., Daskalova, G.N., Fadrique, B., Forbes, B.C., Henry, G.H.R., Hollister, R.D., Hoyer, T.T., Jacobsen, I.B.D., Jägerbrand, A.K., Jónsdóttir, I.S., Kaarlejärvi, E., Khitun, O., Klanderud, K., Kolari, T.H.M., Lang, S.I., Lecomte, N., Lenoir, J., Macek, P., Messier, J., Michelsen, A., Molau, U., Muscarella, R., Nielsen, M.-L., Bon, M.P., Post, E., Raundrup, K., Rinnan, R., Rixen, C., Ryde, I., Serra-Diaz, J.M., Schaepman-Strub, G., Schmidt, N.M., Schrod, F., Sjögersten, S., Steinbauer, M.J., Stewart, L., Strandberg, B., Tolvanen, A., Tweedie, C.E. & Vellend, M. 2025. Plant diversity dynamics over space and time in a warming Arctic. – *Nature* 642: 653-661.
- Eggeling, W.J. 1947. Observations on the ecology of the Budongo rain forest, Uganda. – *J. Ecol.* 34: 20-87.
- Eliassen, A., Abrahamsen, G., Brinck, P., Ulstein, M., Johannessen, T., Jonsson, B., Løbersli, E., Økland, R.H., Skyrud, T., Fløisand, I. & (Ed.) 2002. *Sur nedbør – tilførsler og virkning.* – Landbruksforlaget, Oslo.
- Elven, R. 1978. Association analysis of moraine vegetation at the glacier Hardangerjøkulen, Finse, South Norway. – *Norw. J. Bot.* 25: 171-191.
- Ekeland, K. 2014. *Mångfaldens utmark.* – Carlsson, Stockholm.
- Ekstam, U. & Forshed, N. 1997. *Om hävden upphör.* – Naturvårdsverket, Stockholm.
- Emanuelsson, U. 2009. *Europeiska kulturlandskap: Hur människan format Europas natur.* – Formas, Stockholm.
- Erikstad, L. & Sollid, J.L. 1986. Neoglaciation in South Norway using lichenometric methods. – *Norsk geogr. Tidsskr.* 40: 85-105.
- Fandrem, M., Hassel, K., Speed, J.D.M., Kolstad, A.L. & Kyrkjeeide, M.O. 2025. From bare peat to *Sphagnum* cover: the success of *Sphagnum*-fragment and straw-mulch application for initiating peatland restoration. – *Mires Peat* 32: 5: 1-36.
- Fischer, J., Riechers, M., Loos, J., Martin-Lopez, B. & Temperton, V.M. 2021. Making the UN Decade on Ecosystem Restoration a social-ecological endeavour. – *Trends Ecol. Evol.* 36: 20-28.
- Fjellstad, W., Dramstad, W. & Huso, B. 2007. 3Q: Jordbrukets kulturlandskap – status og utviklingstrekk. – *Dokum. Skog Landsk.* 2007: 4: 1–54.
- Fox, J.W. 2013. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. – *Trends Ecol. Evol.* 28: 86–92.
- Fægri, K. 1934. Über die Längevariation einiger Gletscher des Jostedalubre und die dadurch bedingten Pflanzensukzessionen. – *Bergens Mus. Årb. naturv. Rekke* 1933: 7: 1-255.
- Gearey, R., Reed, M.S., Kopansky, D., Harris, L.I., Kumar, R., Lång, K., Page, S., Parish, F., Cadwaladr-Rimmer, I. & Scheel, P. 2025. Policy options in peatland conservation and restoration: a review of the UNEP Global Peatlands Assessment and future strategy for global governance. – *Mires Peat* 32: 25: 1-26.
- Gimingham, C.H. 1972. *Ecology of heathlands.* – Chapman & Hall, London.
- Gisnås, K., Etzelmüller, B., Lussana, C., Hjort, J., Sannel, A.B.K., Isaksen, K., Westermann, S., Kuhry, P., Christiansen, H.H., Frampton, A. & Åkerman, J. 2017. Permafrost map for Norway, Sweden and Finland. – *Permafr. periglac. Proc.* 28: 359-378.

- Grace, J.B. 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. – *Perspect. Pl. Ecol. Evol. Syst.* 2: 1-28.
- Granhus, A., Hysten, G. & Nilsen, J.-E.Ø. 2012. Skogen i Norge, Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005-2009. – *Skog Landsk. RessOvers.* 2012: 3: 1-85.
- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies awilkinnd vegetation processes.* – Wiley, Chichester.
- Grytnes, J.-A., Kapfer, J., Jurasinski, G., Birks, H.H., Henriksen, H., Klanderud, K., Odland, A., Ohlson, M., Wipf, S. & Birks, H.J.B. 2014. Identifying the driving factors behind observed elevational range shifts on European mountains. – *Global Ecol. Biogeogr.* 23: 876-884.
- Hagen, D., Skrindo, A. (red.) 2010. Restaurering av natur i Norge - et innblikk i fagfeltet, fagmiljøer og pågående aktivitet. – *Norsk Inst. Naturforsk. Temahefte 42:* 1-109.
- Halvorsen, R. 2012. A gradient analytic perspective on distribution modelling. – *Sommerfeltia* 35: 1-165.
- Halvorsen, R., Bratli, H., Bryn, A., Erikstad, L., Skarpaas, O. & Wollan, A.K. 2023. NiN versjon 3.0 systemkjerne: teori, generelle prinsipper og systemarkitektur (Foreløpig utgave). – *Nat. i Norge SystemDokumn 1:* 1-197.
- Halvorsen, R., Brenn, O.A., Framstad, E., Gaarder, G., Gjerde, I., Schei, F.H., Skarpaas, O., Storaunet, K.O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2022. Skogens dynamikk, struktur og artsmangfold – bakgrunnskunnskap for en ny beskrivelse av skogbestandsdynamikk i NiN. 6. Framlegg til revidert beskrivelse av skogdynamikk i NiN. – *NatHist. Mus. Rapp.* 111: 85-115.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2015. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. – *Nat. Norge (NiN) Artik.* 1: 1–328.
- Halvorsen, R., Medarbeidere & Samarbeidspartnere 2019 [2016]. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – *Nat. Norge (NiN) SystDokumn 3:* 1–525.
- Halvorsen, R., Skarpaas, O., Bryn, A., Bratli, H., Erikstad, L., Simensen, T. & Lieungh, E. 2020. Towards a systematics of ecodiversity: the EcoSyst framework. – *Global Ecol. Biogeogr.* 29: 1887-1906.
- Harper, J.L. & White, J. 1974. The demography of plants. – *A. Rev. Ecol. Syst.* 5: 419–463.
- Hobbelstad, K., Gobakken, T. & Svård, J. 2004. Evaluering av Levende Skog. Tilstand og utvikling i norsk skog vurdert i forhold til enkelte standarder. – *Norsk Inst. Jord-Skogkartlegging Rapp.* 2004: 19: 1-30.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. – *Am. Nat.* 113: 81-101.
- Hysten, G., Granhus, A. & Eriksen, R. 2018. Arealrepresentativ overvåking av skogvernområder gjennom Landsskogtakseringen [Revidert]. Rapport fra taksering utført i femårsperioden 2012-2016. – *Norsk Inst. Bioøkon. Rapp.* 4: 170: 1-90.
- Høeg, O.A. 1996. *Einereen i norsk natur og tradisjon.* – Norsk Skogbruksmuseum, Elverum.
- Jackson, S.T. & Sax, D.F. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. – *Trends Ecol. Evol.* 25: 153–160.
- Jokerud, M., Bär, A., Lyngstad, A. & Velle, L.G. 2026. Forslag til operasjonalisering av NiN-variabler for kartleggingsformål. NA-TG01 Nakne løsmasser, grunntypen NA-TG01-23 Udifferensiert hevet stein- og blokkstrand. – *Norsk Inst. Naturforsk. Prosjektnot.* 773: 1-18.
- Jonsson, B.G. & Esseen, P.-A. 1990. Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. – *J. Ecol.* 78: 924-936.

- Kaland, P.E. & Kvamme, M. 2013. Kystlyngheiene i Norge – kunnskapsstatus og beskrivelse av 23 referanseområder. – Miljødir. Rapp. 2013: M23: 1-103.
- Kubiková, J. 1991. Forest dieback in Czechoslovakia. – *Vegetatio* 93: 101-108.
- Kuuluvainen, T. & Aakala, T. 2011. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. – *Silva fenn.* 45: 823–841.
- Landry, J. & Rochefort, L. 2012. The drainage of peatlands: impacts and rewetting techniques. – Département de phytologie, Université Laval, Quebec.
- Lavoie, C. & Rochefort, L. 1996. The natural revegetation of a harvested peatland in southern Québec: a spatial and dendroecological analysis. – *Écoscience* 3: 101-111.
- Liestøl, O. 1962. List of the areas and number of glaciers. – *Norsk Polarinst. Skr.* 114: 35-54.
- Lorimer, J., Sandom, C., Jepson, P., Doughty, C., Barua, M. & Kirby, K.J. 2015. Rewilding: science, practice, and politics. – *A. Rev. Environm. Resour.* 40: 39-62.
- Lunde, L.F., Birkemoe, T., Sverdrup-Thygeson, A., Asplund, J., Halvorsen, R., Kjønnaas, O.J., Nordén, J., Maurice, S., Skrede, I., Nybakken, L. & Kauserud, H. 2025. Towards repeated clear-cutting of boreal forests – a tipping point for biodiversity? – *Biol. Rev.* 100: 1181-1205.
- Lyngstad, A., Moen, A., Halvorsen, R. & Øien, D.-I. 2023. Beskrivelse av torvmassivenheter. Kunnskapsgrunnlag for NiN versjon 3.0. – *Norg. tekn.-naturvit. Univ. VitenskMus. Rapp.* 2023: 4: 1-102.
- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Fandrem, M. & Moen, A. 2016. Slåttemyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til handlingsplan. – *Norg. tekn.-naturvit. Univ. VitenskMus. NatHist. Rapp.* 2016: 3: 1-102.
- Løddesøl, A. 1948. Myrene i næringslivets tjeneste. – Grøndahl & Søn's Forlag, Oslo.
- Matthews, J.A. 1979a. The vegetation of the Storbreen gletschervorfeld, Jotunheimen, Norway. I. Introduction and approaches involving classification. – *J. Biogeogr.* 6: 17-47.
- Matthews, J.A. 1979b. The vegetation of the Storbreen gletschervorfeld, Jotunheimen, Norway. II. Approaches involving ordination and general conclusions. – *J. Biogeogr.* 6: 133-167.
- Matthews, J.A. 2005. 'Little Ice Age' glacier variations in Jotunheimen, southern Norway: a study in regionally controlled lichenometric dating of recessional moraines with implications for climate and lichen growth rates. – *Holocene* 15: 1-19.
- Midteng, R.B. 2025. Engermarka i Engerdal og Trysil. – *Asplan Viak, Sandvika.*
- Moen, A. 1999. Slåtte- og beitemyr. – I: Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (Red.), *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*, Landbruksforlaget, Fagernes, s. 153-164.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2017. Norway. – In: Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. (Ed.), *Mires and peatlands of Europe*, Schweizerbart, Stuttgart, pp. 536-548.
- Mori, A.S. & Isbell, F. 2024. Untangling the threads of conservation: a closer look at restoration and preservation. – *J. appl. Ecol.* 61: 215-222.
- Nesje, A. 2009. Latest Pleistocene and Holocene alpine glacier fluctuations in Scandinavia. – *Quatern. Sci. Rev.* 28: 2119-2136.
- Nordbakken, J.-F. & Frisk, C. 2024. Effekter av flatehogst på bakkevegetasjon i en boreal granskog i SØ Norge – til 15 år etter hogst. – *Norsk Inst. Bioøkon. Rapp.* 10: 92: 1-29.
- Osborne, T., Brock, S., Chazdon, R., Chomba, S., Garen, E., Gutierrez, V., Lave, R., Lefevre, M. & Sundberg, J. 2021. The political ecology playbook for ecosystem restoration:

- principles for effective, equitable, and transformative landscapes. – *Global Environm. Change* 70: 102320: 1-7.
- Paus, A. 2023. Siste istids isavsmelting og innvandring av planter til Sør-Norge. Paus, A. 2023. Siste istids isavsmelting og innvandring av planter til Sør-Norge. – *Naturen* 147: 206-213. *Naturen* 147: 206-213.
- Pedersen, O. 2009. Strandplanter på vandring – om nye, langdistansespredte havstrandplanter, spesielt på Lista. – *Blyttia* 67: 75-94.
- Perring, M.P., Standish, R.J., Price, J.N., Craig, M.D., Erickson, T.E., Ruthrof, K.X., Whiteley, A.S., Valentine, L.E. & Hobbs, R.J. 2015. Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. – *Ecosphere* 6: 131: 1-25.
- Price, J.N., Wagner, V., Pillar, V.D. & Chytrý, M. 2024. Reflecting on two and a half decades of restoration ecology in *Applied Vegetation Science* (1998–2023). – *Appl. Veg. Sci.* 27: e12761: 1-4.
- Purves, D.W. & Law, R. 2002. Fine-scale spatial structure in a grassland community: quantifying the plant's eye view. – *J. Ecol.* 90: 121–129.
- Puschmann, O., Dramstad, W. & Eiter, S. 2018. Tap av jordbruksareal i Norge. En fotodokumentasjon med refleksjoner om årsaker, virkninger og tiltak. – *Norsk Inst. Bioøkon. Rapp.* 4: 169: 1-46.
- Puschmann, O., Dramstad, W. & Hoel, R. 2006. Tilbakeblikk - norske landskap i endring. – Tun, Oslo.
- Ramberg, I.B., Jansen, E., Olesen, O. & Torsvik, T.H. 2013. Hva vil fremtiden bringe? Geofarer, klimaendringer, landheving og kontinentforflytning. – In: Ramberg, I.B., Bryhni, I., Nøttvedt, A., Rangnes, K. & (Eds.) (Ed.), *Landet blir til – Norges geologi*, 2. utg., Norsk geologisk forening, Trondheim, pp. 576-607.
- Reinton, L. 1957. Sæterbruket i Noreg. II. Anna arbeid på sætra. Sætra i haustingsbruket og i matnøytsle ellers –Aschehoug, Oslo.
- Reiso, S. & Jensen, H.L. 2026. Sviktende kunnskapsgrunnlag i skog. Volum II. Kartleggingsskandalen i Follsjå-landskapet. – *Biofokus Rapp.* 2026: 57: 1-41.
- Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. – *J. appl. Ecol.* 39: 157-176.
- Rolstad, J., Blanck, Y. & Storaunet, K.O. 2017. Fire history in a western Fennoscandian boreal forest as influenced by human land use and climate. – *Ecol. Monogr.* 87: 219-245.
- Roos, R.E., van Zuijlen, K., Birkemoe, T., Klanderud, K., Lang, S.I., Bokhorst, S., Wardle, D.A. & Asplund, J. 2019. Contrasting drivers of community-level trait variation for vascular plants, lichens and bryophytes across an elevational gradient. – *Funct. Ecol.* 33: 2430-2446.
- Ross, L.C., Speed, J.D.M., Øien, D.-I., Grygoruk, M., Hassel, K., Lyngstad, A. & Moen, A. 2019. Can mowing restore boreal rich-fen vegetation in the face of climate change? – *PLoS ONE* 14: e0211272: 1-16.
- Rydgren, K., Andersen, R., Halvorsen, R., Hancock, M., Hughes, R., Martin-Walker, A., Töpper, J. & Cowie, N. 2025. Restoration of formerly afforested blanket bog: estimating time for vegetation recovery. – *Ecol. Appl.* 35: 1-21.
- Rydgren, K., Auestad, I., Halvorsen, R., Hamre, L.N., Jongejans, E., Töpper, J.P. & Sulavik, J. 2020. Assessing restoration success by predicting time to recovery—but by which metric? – *J. appl. Ecol.* 57: 390-401.

- Rydgren, K., Halvorsen, R., Auestad, I. & Hamre, L.N. 2013. Ecological design is more important than compensatory mitigation for successful restoration of alpine spoil heaps. – *Rest. Ecol.* 21: 17-25.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Auestad, I., Hamre, L.N., Odland, A. & Skjerdal, G. 2011a. Revegetering av steintipper i fjellet. – *Norg. Vassdrags- Energidir. Rapp.* 26: 1-22.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Odland, A. & Skjerdal, G. 2011b. Restoration of alpine spoil heaps: successional rates predict vegetation recovery in 50 years. – *Ecol. Engng* 37: 294-301.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Töpfer, J.P. & Njøs, J.M. 2014. Glacier foreland succession and the fading effect of terrain age. – *J. Veg. Sci.* 25: 1367-1380.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Töpfer, J.P., Auestad, I., Hamre, L.N., Jongejans, E. & Sulavik, J. 2019. Advancing restoration ecology: a new approach to predict time to recovery. – *J. appl. Ecol.* 56: 225-234.
- Rydgren, K., Økland, R.H. & Hestmark, G. 2004. Disturbance severity and community resilience in a boreal forest. – *Ecology* 85: 1906-1915.
- Schaetzl, R.J., Burns, S.F., Johnson, D.L. & Small, T.W. 1989. Tree uprooting: review of impacts on forest ecology. – *Vegetatio* 79: 165–176.
- Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C., Damm, A., Gharun, M., Grams, T.E.E., Hauck, M., Hajek, P., Hartmann, H., Hiltbrunner, E., Hoch, G., Holloway-Phillips, M., Körner, C., Larysch, E., Lübke, T., Nelson, D.B., Rammig, A., Rigling, A., Rose, L., Ruehr, N.K., Schumann, K., Weiser, F., Werner, C., Wohlgemuth, T., Zang, C.S. & Kahmen, A. 2020. A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. – *Basic appl. Ecol.* 45: 86-103.
- Skrindo, A.B., Hagen, D., Mehlhoop, A.C., Singaas, F.T. & Bredin, Y.K. 2022. Reetablering av vegetasjon i tørrlagte vannmagasin. – *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 2077: 1-31.
- Soro, A., Sundberg, S. & Rydin, H. 1999. Species diversity, niche metrics and species associations in harvested and undisturbed bogs. – *J. Veg. Sci.* 10: 549-560.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. – *A. Rev. Ecol. Syst.* 15: 353-391.
- Stokland, J.N., Eriksen, R. & Granhus, A. 2020. Tilstand og utvikling i skog 2002-2017 for noen utvalgte miljøegenskaper –Norsk Inst. Bioøkon. Rapp. 6: 133: 1-69.
- Storaunet, K.O. & Rolstad, E. 2020. Naturskog i Norge. En arealberegning basert på bestandsalder i Landsskogtakseringens takstomdrev fra 1990 til 2016. – *Norsk Inst. Bioøkon. Rapp.* 6: 44: 1-37.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J., Toeneiet, J. & Blanck, Y. 2013. Strong anthropogenic signals in historic forest fire regime: a detailed spatiotemporal case study from south-central Norway. – *Can. J. For. Res.* 43: 836-845.
- Sundberg, S. & Rydin, H. 1998. Spore number in *Sphagnum* and its dependence on spore and capsule size. – *J. Bryol.* 20: 1-16.
- Svenning, J.-C. 2020. Rewilding should be central to global restoration efforts. – *One Earth* 3: 657-660.
- Svensson, A., Eriksen, R., Hysten, G. & Granhus, A. 2021. Skogen i Norge. – *Norsk Inst. Bioøkon. Rapp.* 7: 142: 1-53.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L. & Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. – *Nature* 371: 65–66.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Beachell, A.M., Brurberg, M.B., Børja, I., Clarke, N., Halvorsen, R., Hysten, G., Jepsen, J.U., Perminow, J.I.S., Solberg, S., Solheim, H., Talgø, V., Tollefsrud, M.M., Vindstad, O.P.L., Økland, B., Økland, T. & Aas, W. 2020. Skogens

- helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2019. – Norsk Inst. Bioøkon. Rapp. 6: 119: 1-89.
- Tomter, S.M. (red.) 1999. Skog 2000. Statistikk over skogforhold og -ressurser i Norge. – Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 1999: 7: 1-84.
- Tomter, S. (red.) 2019. Landsskogtakseringen 1919–2019. 100 år. – Norsk Institutt for Bioøkonomi, Ås.
- Turkington, R. & Harper, J.L. 1979. The growth, distribution and neighbour relationships of *Trifolium repens* in a permanent pasture. I. Ordination, pattern and contact. – J. Ecol. 67: 201–218.
- Vasander, H., Tuittila, E.-S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, T., Heikkilä, R., Pitkänen, M.-L. & Laine, J. 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. – Wetlands Ecol. Mgmt 11: 51-63.
- Vestøl, O., Ågren, J., Steffen, H., Kierulf, H. & Tarasov, L. 2019. NKG2016LU: a new land uplift model for Fennoscandia and the Baltic region. – J. Geod. 93: 1759-1779.
- Vethe, K. 1952. Det norske myrselskap. Jubileumsmelding 1902–1952. – Det norske myrselskap, Lillehammer.
- Viken, K.O. 2023. Landsskogtakseringens feltinstruks – 2023. – Norsk Inst. Bioøkon. Bok 9: 5: 1-271.
- Vorren, T.O., Mangerud, J., Blikra, L.H., Nesje, A. & Sveian, H. 2013. Norge av i dag trer fram. De siste 11 700 år – Holocen. – In: Ramberg, I.B., Bryhni, I., Nøttvedt, A., Rangnes, K. & (Eds.) (Ed.), Landet blir til – Norges geologi, 2. utg., Norsk geologisk forening, Trondheim, pp. 548-575.
- Waltham, N.J., Elliott, M., Lee, S.Y., Lovelock, C., Duarte, C.M., Buelow, C., Simenstad, C., Nagelkerken, I., Claassens, L., Wen, C.K.-C., Barletta, M., Connolly, R., Gillies, C., Mitsch, W.J., Ogburn, M.B., Purandare, J., Possingham, H. & Sheaves, M. 2020. UN decade on ecosystem restoration 2021-2030 – what chance for success in restoring coastal ecosystems? – Front. mar. Sci. 7: 71: 1-5.
- Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. – J. Ecol. 35: 1–22.
- Weck, J. 1948. Waldgefügetypen. – Allg. Forstz. 3: 10: 85-89.
- Wilkinson, D.M. 1999. The disturbing history of intermediate disturbance. – Oikos 84: 145–147.
- Wilson, M.V. & Mohler, C.L. 1983. Measuring compositional change along gradients. – Vegetatio 54: 129–141.
- Öckinger, E., Lindborg, R., Sjödin, N.E. & Bommarco, R. 2012. Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. – Ecography 35: 259-267.
- Økland, R.H. 1989. Hydromorphology and phytogeography of mires in inner Østfold and adjacent part of Akershus, SE Norway, in relation to regional variation in SE Fennoscandian mires. – Opera bot. 96: 1-122.
- Økland, R.H., Rydgren, K. & Økland, T. 2003. Plant species composition of boreal spruce swamp forests: closed doors and windows of opportunity. – Ecology 84: 1909-1919.

Vedlegg 1. Tabeller som viser sammenhenger mellom treslag, alder, bonitet og hogstklasse

Hogstklassene I–V er, med unntak av grensa mellom hogstklasse I og II, definert på grunnlag av grunnflateveid bestandsalder ved gitt bonitet.

Det er mange måter å måle træs og trebestandens alder, og mange begreper er i bruk. Med grunnflate menes arealet av et tres tverrsnitt, målt i brysthøyde (1,3 meter over bakken). Grunnflatesummen måles gjerne med et relaskop. Grunnflateveid bestandsalder beregnes på grunnlag av såkalt total husholdningsalder (fysiologisk alder), beregnet for hvert enkelt tre. Begrepet «husholdningsalder» har oppstått fordi mange trær gjennomgår en fase som undertrykt tre tidlig i livet, der høydeveksten er svært langsom. Faktisk alder gir derfor uttrykk for en kombinasjon av bestandsstruktur og hvor produktivt voksestedet er, mens bonitet skal være et uttrykk for voksestedets produktivitet. Derfor måles treets husholdningsalder som antall årringer i brysthøyde, og dets totale husholdningsalder som den (anslåtte) alderen fra etableringstidspunktet, ved gitt bonitet (H40; høyde i m ved 40 års alder) ved å summere husholdningsalderen og treets forventete alder ved høyde 1,3 m på gitt bonitet (med fri vekst); se Viken (2023: Tabell 14, 16).

Hogstklassene er i utgangspunktet bare definert for produktiv skog, det vil si skog med årlig tilvekst over en viss grense (ca. $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{da}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$), og standardtabellverket som definerer grensene mellom suksesjonsstadiene (hogstklassene) mangler derfor informasjon om sammenhenger mellom trærnes høyde og alder for H40-boniteter lavere enn 6. De angitte tallene for uproduktiv skog i Tabell V1–1 er basert på ekstrapolering av tallverdier fra stan-dardtabeller for produktiv skog (R. Eriksen, pers. medd.).

Tabell V1–1. Kriterier for grenser mellom hogstklassene II–V basert på grunnflateveid bestandsalder (total husholdningsalder; alder målt i brysthøyde i parentes) for ulike dominerende treslag ved gitt bonitet (H40). Tabellene tar utgangspunkt i Viken (2023: Tabell 14, 16) og ekstrapolerte verdier for uproduktiv skog, det vil si H40-bonitet < 6 (R. Eriksen, pers. medd.). Fra Halvorsen et al. (2019).

Bonitet H40	Grense mellom trinn 2 og 3			Grense mellom trinn 3 og 4			Grense mellom trinn 4 og 5		
	Gran	Furu	Bjørk	Gran	Furu	Bjørk	Gran	Furu	Bjørk
23	18 (9)	–	15 (11)	40 (31)	–	25 (21)	60 (51)	–	40 (36)
20	20 (10)	20 (12)	17 (13)	45 (35)	45 (37)	30 (25)	70 (60)	70 (62)	50 (45)
17	25 (14)	25 (16)	20 (15)	53 (42)	53 (44)	38 (33)	80 (69)	80 (71)	60 (55)
14	30 (17)	30 (20)	22 (16)	60 (47)	60 (50)	42 (36)	90 (77)	90 (80)	65 (59)
11	35 (20)	35 (23)	25 (18)	67 (52)	67 (55)	46 (39)	100 (85)	100 (88)	70 (63)
8	45 (28)	45 (30)	27 (19)	75 (58)	75 (60)	50 (42)	110 (83)	110 (95)	75 (66)
6 og <6	55 (35)	55 (37)	30 (20)	85 (65)	85 (67)	55 (45)	120 (100)	120 (102)	80 (70)

Bonitering (bestemmelse av bonitet) gjøres ved å telle årringer i en borprøve som tas i brysthøyde (1,3 m høyde) og måle høyden på ett eller flere boniteringstrær, det vil si trær som antas å være representative for bestandet og som det ikke er grunn til å anta at gjennom sin utvikling har blitt vesentlig, negativt, påvirket (undertrykt) av andre trær. Tabell V1-2 (fra Viken 2023: Tabell 19), ligger til grunn for bonitering av gran-, furu- og bjørkedominert skogsmark i Norge.

Tabell V1-2. Bonitetstabell for gran- (G) furu- (F) og bjørkedominert (B) skogsmark i Norge. Tallene i tabellen er nedre grenseverdi for trehøyde (overhøyden, i m) i hver bonitetsklasse, gitt boniteringstreets alder (husholdningsalder i brysthøyde). Bonitetsklassene B23, B20 og B17 gjelder for hengebjørk (*Betula pendula*), B14, B11 og B8 gjelder for bjørk (*Betula pubescens*). Etter Viken (2023: Tabell 19).

H40	Alder (antall åringer) i brysthøyde																						
	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100	110	120	130	140	
G23	9,8	12,7	15,2	17,6	19,7	21,5	23,1	24,6	25,8	27,0	28,0	28,9	29,8	30,6	31,4								
G20	8,5	10,9	13,1	15,1	16,9	18,5	20,0	21,3	22,4	23,5	24,5	25,4	26,2	27,0	27,7	28,4	29,0	29,6	30,6	31,5			
G17	7,2	9,1	10,9	12,6	14,1	15,5	16,8	18,0	19,0	20,1	21,0	21,9	22,6	23,4	24,1	24,7	25,3	25,8	26,8	27,8	28,6		
G14	5,9	7,4	8,8	10,1	11,3	12,5	13,6	14,6	15,6	16,6	17,5	18,3	19,1	19,8	20,4	21,0	21,5	22,1	23,1	24,0	24,8		
G11		5,6	6,6	7,6	8,6	9,5	10,4	11,3	12,2	13,1	14,0	14,8	15,5	16,2	16,8	17,3	17,8	18,3	19,3	20,2	21,1		
G8				5,1	5,8	6,5	7,3	8,0	8,9	9,7	10,5	11,2	11,9	12,6	13,1	13,6	14,1	14,6	15,6	16,5	17,3		
G6					5,0	5,7	6,4	7,1	7,9	8,7	9,5	10,1	10,7	11,3	11,8	12,2	12,7	13,7					
F23	10,4	13,1	15,5	17,7	19,7	21,5	23,1	24,5	25,8	26,9	27,9	28,8											
F20	8,9	11,2	13,3	15,2	16,9	18,5	19,9	21,2	22,3	23,3	24,2	25,1	25,8	26,4									
F17	7,4	9,3	11,0	12,6	14,1	15,5	16,7	17,9	18,9	19,8	20,6	21,3	22,0	22,6	23,1	23,6	24,0	24,4	25,1	25,6	26,1	26,4	
F14	5,8	7,4	8,8	10,1	11,4	12,5	13,5	14,5	15,4	16,2	16,9	17,6	18,2	18,8	19,3	19,7	20,2	20,5	21,2	21,7	22,2	22,5	
F11		5,4	6,5	7,6	8,6	9,5	10,4	11,2	11,9	12,6	13,3	13,9	14,5	15,0	15,4	15,9	16,3	16,6	17,3	17,8	18,2	18,6	
F8				5,1	5,8	6,5	7,2	7,9	8,5	9,1	9,6	10,2	10,7	11,1	11,6	12,0	12,4	12,7	13,4	13,9	14,3	14,7	
F6					5,0	5,6	6,2	6,7	7,3	7,8	8,3	8,8	9,3	9,7	10,1	10,4	10,8	11,4	11,9	12,4	12,7		
B23	12,4	14,7	16,7	18,5	21,1	21,5	22,8	23,9	25,0	25,9	26,8	27,5	28,2										
B20	10,7	12,6	14,3	15,8	17,2	18,5	19,7	20,7	21,7	22,6	23,5	24,2	24,9	25,6	26,2								
B17	9,0	10,5	11,9	13,2	14,4	15,5	16,5	17,5	18,4	19,2	20,0	20,7	21,4	22,0	22,6	23,1							
B14	7,5	8,6	9,7	10,7	11,6	12,5	13,3	14,1	14,9	15,6	16,3	16,9	17,5	18,0	18,6	19,1	19,6	20,0					
B11				8,2	8,9	9,5	10,1	10,7	11,2	11,7	12,2	12,7	13,2	13,6	14,1	14,5	14,9	15,2	15,9				
B8				5,8	6,2	6,5	6,8	7,1	7,4	7,7	8,0	8,3	8,6	8,8	9,1	9,3	9,5	9,7	10,1				
B6				4,7	4,8	5,0	5,2	5,3	5,5	5,6	5,8	5,9	6,0	6,2	6,3	6,4	6,5	6,6	6,9	7,1			