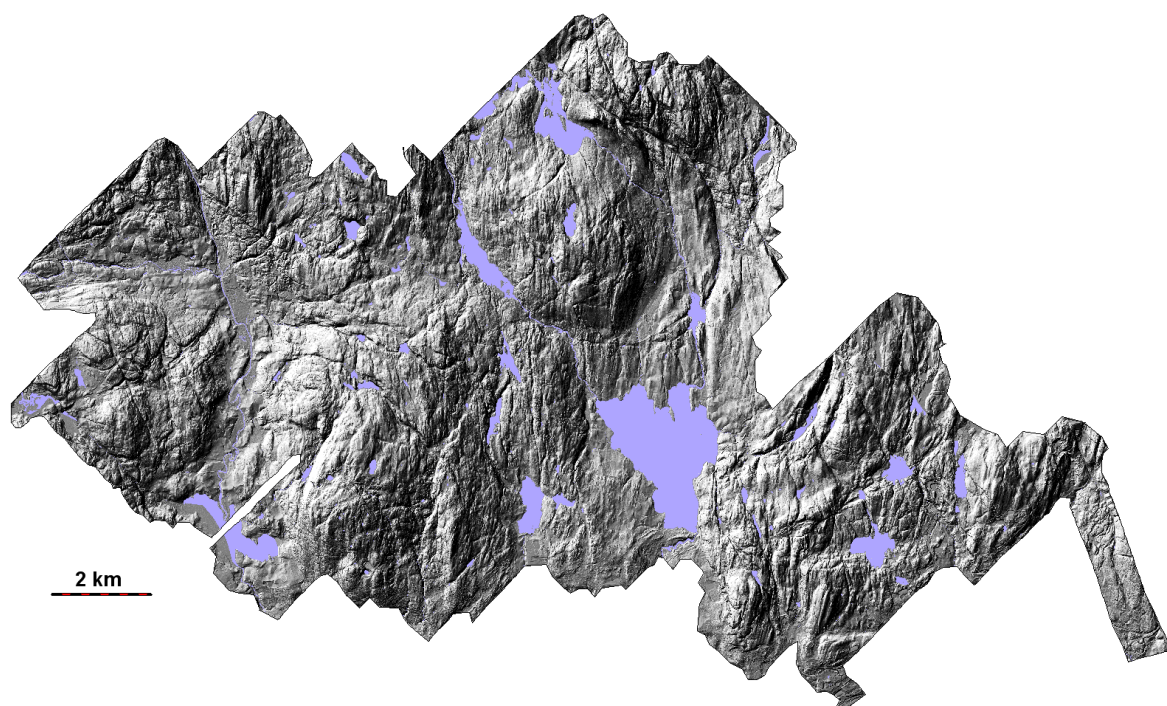


Bidrag til landskapsplan for Oslo kommunes skoger i Østmarka og Nordmarka

Anne Sverdrup-Thygeson
Lars Erikstad
Odd E. Stabbetorp



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

**Bidrag til landskapsplan for Oslo
kommunes skoger i Østmarka og
Nordmarka**

Anne Sverdrup-Thygeson
Lars Erikstad
Odd E. Stabbetorp

Sverdrup-Thygeson, A. , Erikstad, L., Stabbetorp, O. E.2009.
Bidrag til landskapsplan for Oslo kommunes skoger i Østmarka og
Nordmarka- NINA Rapport 484. 35s.

Oslo, juni 2009

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2056-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Erik Framstad (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)

Oslo kommune, Friluftsetaten

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Jon K. Christiansen

FORSIDEBILDE

Terrengskyggekart for Nordmarka

NØKKEWORD

Østmarka, Nordmarka, landskapsplan, landskapsmodellering,
GIS, branndynamikk, ASIO modell

KEY WORDS

Landscape planning, Landscape modelling, GIS, fire dynamics,

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø
Polarmiljøsentret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer
Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Sverdrup-Thygeson, A., Erikstad, L. & Stabbetorp, O. E. 2009. Bidrag til landskapsplan for Oslo kommunes skoger i Østmarka og Nordmarka - NINA Rapport 484. 35s.

Dette prosjektet er utført på oppdrag for Oslo kommune, Friluftsetaten, og er ment å være en del av det økologiske grunnlaget for å utvikle en landskapsplan for skogene i Oslo kommunes eie. Vi har laget terrengmodeller for Østmarka og Nordmarka basert på høyoppløselige høydedata som er brukt i ulike skalaer. Modellene viser fordelingen mellom ulike arealklasser som konvekse områder, flate områder, våte områder og kløfter. Disse er oversatt til brannklasser. Forholdet mellom disse brannklassene og kjent branndynamikk er drøftet. Fordi denne sammenhengen synes svak i Nordmarka, er klassene her justert og oversatt til naturdynamisk nøytrale enheter. Branndynamikk-kartet over Østmarka synes rimelig i forhold til eksisterende naturtyper.

Det er ut fra tilgjengelige datasett ikke klart om hypotesen som ligger til grunn for brannkartene er holdbar. Kartene bør synfares i felt og gås etter av lokalkjente skogkyndige for å få en indikasjon på om de strukturer som kartet viser synes rimelige eller ikke.

Det er ikke uten videre enkelt å se klare sammenhenger mellom terrengmodellen / brannklassene og øvrige datasett som DMK, skoglige data eller miljødata. En viktig mulig årsak til dette er at hogst kan ha påvirket både treslagssammensetning, skogstruktur / alder, romlig struktur / arrondering og artsinnhold i en annen retning enn det som ville vært tilfellet ved naturlig dynamikk. Det er derfor ikke å forvente at dagens mønstre i skogen gjenspeiler terrengklassene spesielt godt.

I et sterkt menneskepåvirket område som Nordmarka er det viktig at de biologisk verdifulle områdene som finnes på eiendommen i dag, forsterkes og utvides. En konsentrasjon av miljøtiltak der man mener de gir mest nytte, fremfor mer generelle tiltak, kan forsvares ut fra landskapsøkologisk teori og er også trenden i mange nye forvaltningsplaner. Landskapsbildet på en mer overordnet skala er imidlertid også viktig, og det er derfor rimelig å opprettholde en arealdekkende modell som grunnlag for arbeidet med en landskapsplan.

Anne Sverdrup-Thygeson, Lars Erikstad, Odd E. Stabbetorp: : NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.
anne.sverdrup-thygeson@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Undersøkellesområdene	7
3 Datakilder for landskapsplanlegging	10
3.1 Bruk av terrengdata som utgangspunkt for landskapsplan for Østmarka.....	10
3.2 Brannkart over Nordmarka	17
3.3 Bruk av andre datasett	19
4 Grunnlag for landskapsplanlegging i Nordmarka	21
4.1 Informasjon i tilgjengelige data.....	22
4.2 Relasjoner mellom terrengmodell og øvrige datasett	25
5 Justering av brannkartet over Nordmarka	27
6 Overordna prinsipper for økologiske hensyn for landskapsforvaltning	31
7 Oppsummering og konklusjoner	32
8 Referanser	34

Forord

NINA ble våren 2008 forespurt om å komme med bidrag til landskapsplan for Oslo kommunes skoger i Nordmarka, i form av et oppdrag med følgende formål:

Prosjektet skal bidra til Oslo kommunes utvikling av en økologisk basert landskapsplan for kommunens skoger i Nordmarka ved å

- sammenfatte hovedpunkter av eksisterende kunnskap om naturlig skogdynamikk i Nordmarka
- utvikle en landskapsmodell for Nordmarka basert på tilsvarende modell for Østmarka
- avklare evt. åpne spørsmål og kunnskapshull for framtidig forskning

Prosjektet har karakter av et forprosjekt som skal danne en del av grunnlaget for utvikling av en landskapsplan for Oslo kommunes skoger i Nordmarka. Dessuten vil dette prosjektet trolig identifisere kunnskapsmangler som kan være utgangspunkt for utvikling av følgeprosjekter.

I prosjektet skal eksisterende kunnskap om naturlig skogdynamikk i Nordmarka sammenstilles ved en summarisk gjennomgang av umiddelbart tilgjengelige kilder om skoghistorie, branndynamikk, stormfelling, forekomst av gammelskog og indikatorer for skoglig kontinuitet.

NINA har tidligere bidratt til et tilsvarende arbeid for Østmarka. Arbeidet har hatt karakter av en videreutvikling av arbeidet som ble gjort i Østmarka og som var en del av en landskapsplan for Oslo kommunes skoger her. Modellen er utviklet på grunnlag av Lidar-baserte høydedata, informasjon om arealdekke (vann, myr, bonitet) fra ØK/DMK, samt informasjon om skogstruktur (treslag, alder) fra Oslo kommuneskog og forekomst av indikatorer for skoglig kontinuitet fra kartlegging av naturtyper og rødlistearter. Vekten legges på å identifisere områder som fra naturens side vil ha ulik dynamikk, fra områder med hyppige naturlige forstyrrelser til områder med lang skoglig kontinuitet. Modellen er utviklet i ArcView med standard formater for denne plattformen, men er skriptet med tanke på senere bruk på plattformen ArcGIS.

Som ledd i arbeidet identifiseres kunnskaps- og datamangler av betydning for utviklingen av slike landskapsmodeller.

Arbeidet rapporteres i form av foreliggende rapport som redegjør kort for kunnskapsstatus om naturlig skogdynamikk i området og viktige kunnskapshull eller manglende data, samt for underliggende prinsipper for landskapsmodellen og konstruksjonen av denne. I tillegg dokumenteres landskapsmodellen som fysisk kartutskrift og som standard shape-filer i ArcGIS/ArcView.

Oslo, september 2009

Lars Erikstad
Prosjektleder

1 Innledning

I første halvdel av det 20. århundret rådet en oppfatning blant naturforskere om at naturen var stabil og forutsigbar. Under dette paradigmet var fokus på klimakstilstanden, og forstyrrelser ble ikke ansett for å være en del av naturtilstanden i skog. Først på 1970-tallet begynte økologer å fokusere på betydningen av forstyrrelser i skogøkosystemene og på at forstyrrelser faktisk er en nødvendighet for skogens mangfold av arter. Med denne endringen kom også en ny oppfatning av skogbehandling, nemlig at hogst i størst mulig grad bør etterligne den naturlige forstyrrelsesdynamikken. Slik kan man sikre at skogmosaikken og tilgjengelighet av habitater og levesteder i størst mulig grad ligner den skogtilstand som biomangfoldet er tilpasset å leve i. Alle skogøkosystemer karakteriseres av forstyrrelser (Attiwill 1994). I vår boreale skog er brann, storm, angrep av insekter og patogener, flom, og dyr som bever og elg de viktigste forstyrrelsesfaktorene (se f.eks. Silva Fennica 36(1) 2002 for en oversikt over forstyrrelsesdynamikk i fennoskandisk skog). Forstyrrelser i skogøkosystemet bestemmer langt på vei habitatmosaikken i landskapet og er derfor viktig for populasjonsdynamikken til de skoglevende artene. Den naturlige dynamikken i boreal og temperert naturlig skog kan deles inn i 3 hovedgrupper (Fries et al. 1997, Rülcker et al. 1994):

- suksesjonsdynamikk på steder med frisk fuktighet, som i hovedsak resulterer i ensaldrete bestand av løv, bar eller blandingskog
- flersjiktet skog med flere generasjoner (multi-cohort) på tørre steder, oftest dominert av furu (evt.eik i sør), der brann dreper de yngste trærne
- glennedynamikk med forstyrrelser på liten skala (enkelte trefall) på våte steder, i fuktig klima eller der landskapsformasjoner beskytter mot storskala forstyrrelsesagenter. Her dominerer skyggetolerante treslag, oftest gran.

Prinsippet om å benytte naturlig forstyrrelsesdynamikk som mal for skogforvaltning ble populært i Skandinavia utover på 1990-tallet. I Skandinavia utarbeidet Angelstam og medarbeidere ASIO-modellen, inndelt etter hyppighet av skogbrann (Aldri, Sjelden, Iblant, Ofte, se f.eks. Angelstam 1998). Denne modellen ble tatt i bruk som en rettesnor for praktisk skogforvaltning i flere svenske skogbolag og dannet grunnlaget for mange av de landskapsøkologiske planene som ble utarbeidet fra ca 1990 og fremover (Eriksson et al. 1999, Korsnäs 1995, Petterson 1999, SCA Skog AB 2001, Sundberg 1996). Alternative modeller - som ikke i samme grad tok utgangspunkt i det naturlige landskapet - har også blitt lansert, som nøkkelbiotop-korridor-modellen og ulike flerbruksmodeller (Drakenberg 1994, Fries et al. 1998).

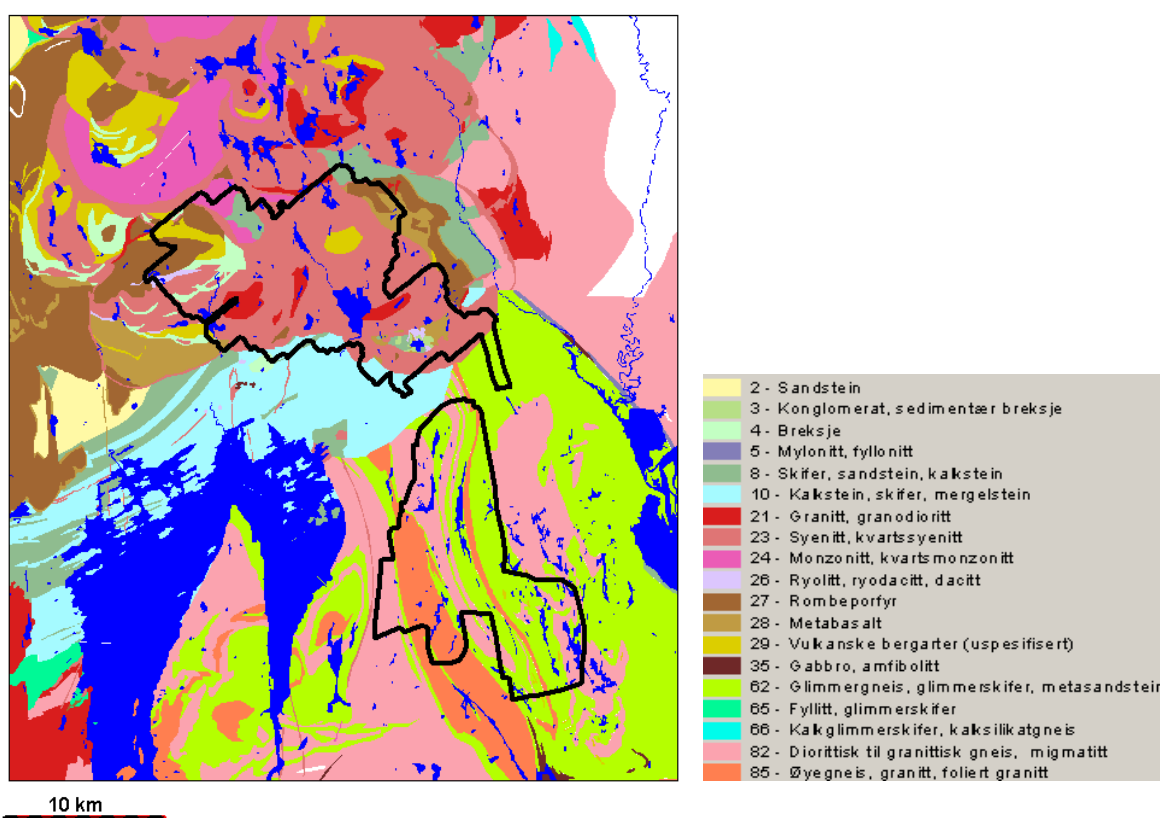
Også i Norge er det blitt laget landskapsplaner. De fleste er relativt enkle oversikter der man har nøydt seg med å sammenstille kjent informasjon om skogressurser, nøkkelbiotoper, viltbiotoper og friluftshensyn (Trømborg & Groven 2000). Et eksempel på en grundigere plan er prosjektoppgaven til Christiansen et al. (2000), som sammen med øvrige innspill fra NINA og fra Jørund Rolstad (Rolstad 2007) har dannet grunnlag for en konkret plan for denne delen av Oslo kommunes skoger. En sammenstilling av studier innen økologi og friluftsliv med relevans for landskapsøkologisk planlegging i norsk skogbruk, samt eksempler på landskapsøkologiske planer gis i Sverdrup-Thygeson et al. (2002).

Prinsippet om å benytte naturlig dynamikk som rettesnor for skogforvaltning er ikke nødvendigvis så enkelt i praksis, og flere forskere har stilt spørsmål ved gyldigheten til slik tenkemåte (Mönkkönen 1999). Noen av utfordringene er at forstyrrelsesdynamikk i sin natur er både kompleks og variabel og skjer på mange ulike romlige og temporære skalaer.

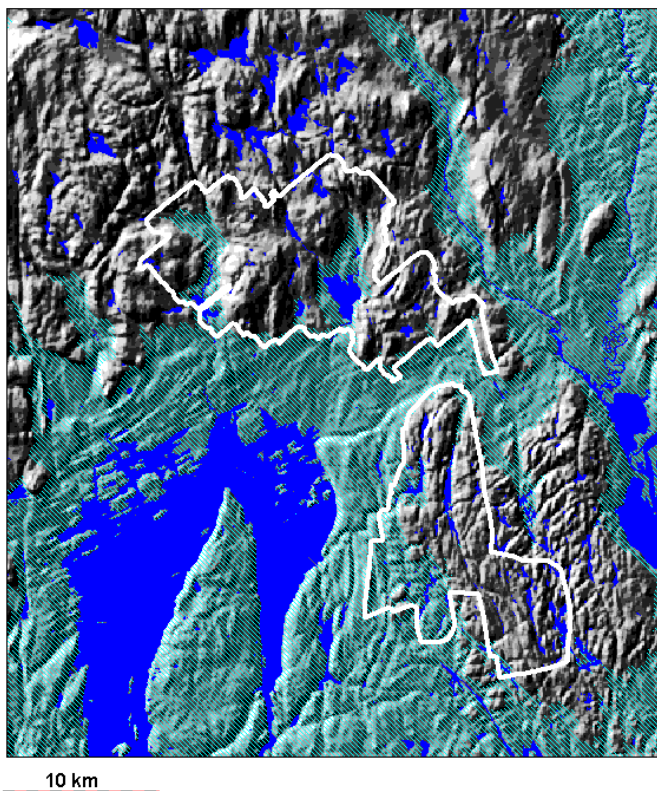
2 Undersøkellesområdene

Undersøkelsen har vært delt i to. Det ble først gjort en analyse for Østmarka, dernest for Nordmarka. Østmarka ligger i grunnfjellsområdet øst for Oslofjorden og domineres av ulike gneisbergarter med en struktur i en nord – sørgående retning (**figur 1** og **2**). Årsnedbøren ligger på rundt 800 mm (**figur 3**). Løsmassedekket er sparsomt, særlig på åsryggene. I forsinkingene mellom åsryggene er det en del myr og torvavsetninger, men sjelden med stor utbredelse (**figur 4**). De østlige delene av området ligger under marin grense (**figur 2** og **4**).

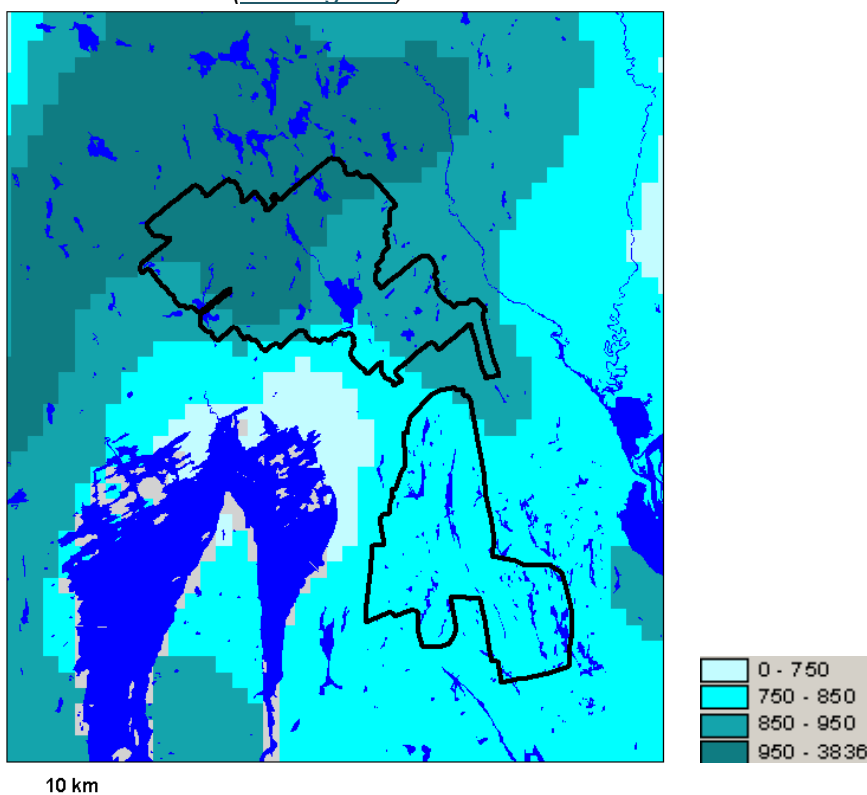
Nordmarka domineres av dyperuptive bergarter fra Perm-tiden, og disse har ikke den klare retningsorienteringen som bergartene i Østmarka. Bergartene gir generelt noe bedre vekstforhold enn bergartene i Østmarka. Terrengstrukturene i Nordmarka er heller ikke så retningsbestemt som i Østmarka. Det er noe mer løsmasseavsetninger på åsene. Dette antydes av løsmassekartet (**figur 4**), selv om en her skal være oppmerksom på at kartleggingskriteriene kan variere noe fra kartblad til kartblad. Årsnedbøren er høyere enn i Østmarka (opp mot 1100 mm på de høyeste åsene i vest). De lavereliggende østlige områdene har en nedbør mellom dette og det vi finner i Østmarka. Området kan deles i tre ulike skogområder, skilt av Sørkedalen og Maridalen. Dalområdene ligger under marin grense, og dalbunnen preges av marine avsetninger og dyrket mark.



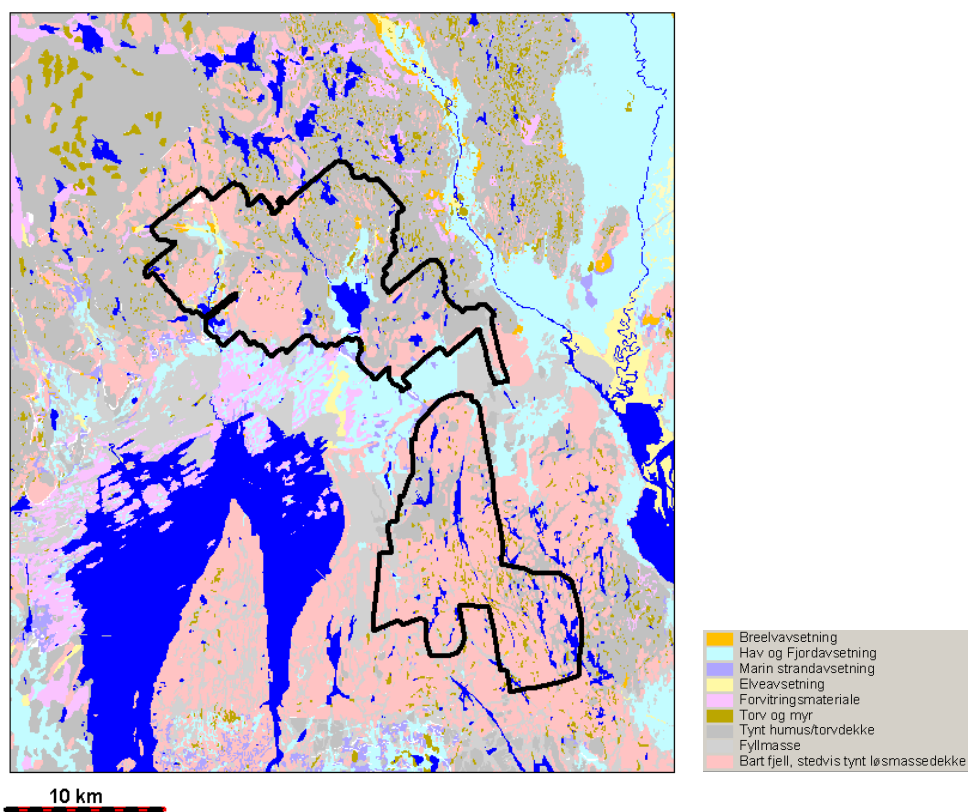
Figur 1. Berggrunnskart over Osloområdet (www.ngu.no) De to undersøkellesområdene i Østmarka og Nordmarka er vist med svart strek.



Figur 2. Terrangskyggekart over Osloområdet basert på kartverkets 25 meters høydedatabase (Norge Digitalt). Områder lavere enn 200 meter over havet er skravert i blått. Marin grense i dalene i Nordmarka går opp i 220 meter, mens marin grense i Østmarka går ned mot i underkant av 200 meter. (www.ngu.no)



Figur 3. Årsnedbør i Osloområdet (Meterologisk Institutt 1km nedbørgrid). Grå områder er kanteffekter knyttet til at nedbørgridet har grove piksler (ruter) som er lagt over et mer detaljert kart over fjorden.



Figur 4. Løsmassekart over Osloområdet (www.ngu.no).

3 Datakilder for landskapsplanlegging

Ved utarbeidelse av en landskapsplan finnes en rekke mulige kilder som kan benyttes. Grovt sett kan disse sorteres i tre grupper:

- Terrengdata i form av topografiske kartdata og/eller Lidar-data. Disse brukes til å bygge opp digitale høydemodeller (DEM) i rasterform. Disse gir grunnlag for å måle egenskaper ved terrenget slik som skråning, helling og viktige strukturer. Hvis utgangspunktet er topografiske kartdata, kommer høydedata fra koter, og høydemodellen må lages ved interpolering basert på disse kotene. Hvis grunnlagsdataene er selvstendig målte punkter som for eksempel fra LIDAR, er målepunkttettheten så stor i utgangspunktet at kvaliteten på høydemodellen blir betydelig bedre. LIDAR punktdata, kan brukes direkte, omformes til en TIN høydemodell eller en raster høydemodell.
- Temavise arealegenskaper, mer eller mindre heldekkende geografiske data (punkt- eller polygon), som digitale markslagskart, bestandskart, MiS-kart, geologiske kart, vegetasjonskart osv
- Data for biologiske egenskaper knyttet til forekomster av arter eller naturtyper fra ulike databaser som artsdata fra GBIF, Naturtype-data fra DNs Naturbase m.v.

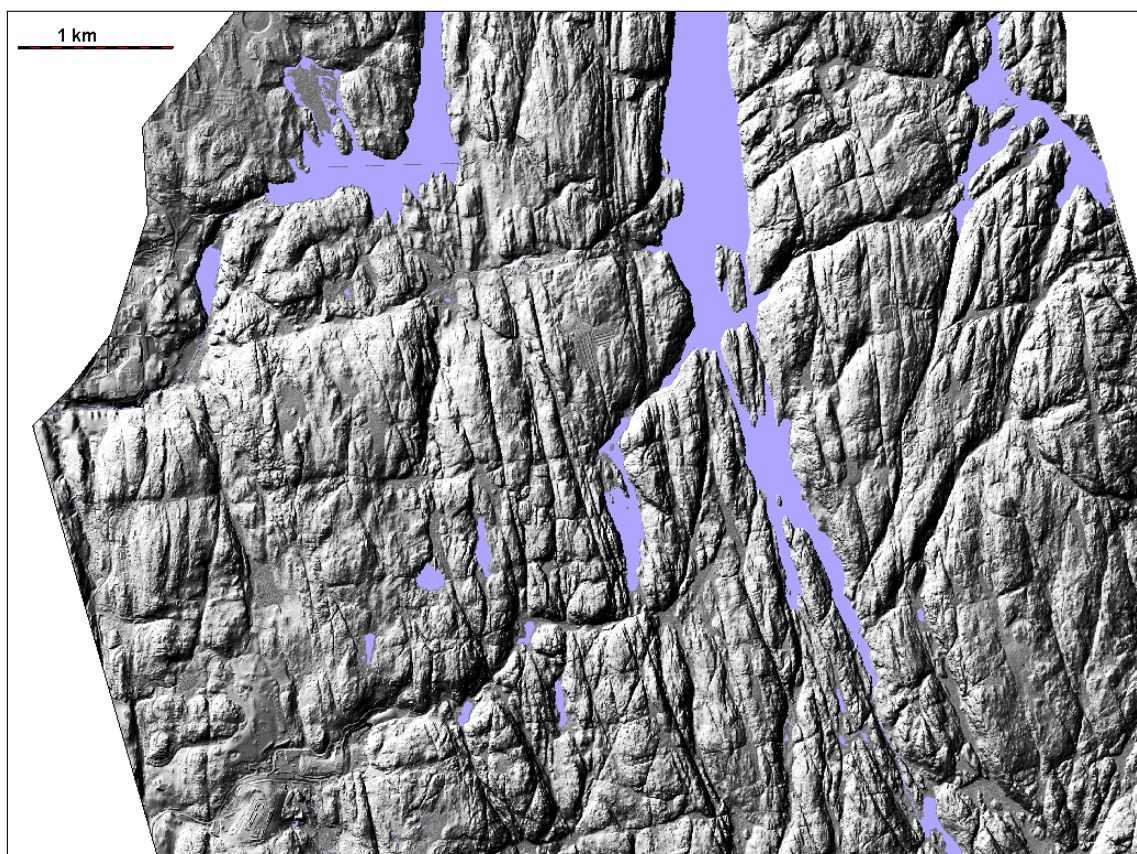
3.1 Bruk av terrengdata som utgangspunkt for landskapsplan for Østmarka

På oppdrag fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus har NINA utført et modellarbeid for skogklasser (i forhold til skogbrannutsatthet) for Oslo kommunes skoger i Østmarka. Dette arbeidet kan oppfattes som et metodisk grunnlag for modelleringsarbeidet som senere er fulgt i et oppfølgende prosjekt for Nordmarka.

Modelleringen har tatt utgangspunkt i tre datasett:

- En høydemodell (DEM) levert av Blom Geoinformatics med oppløsning på 10 m i grid-format avledet fra LIDAR data.
- En høydemodell (TIN) levert av Blom Geoinformatics basert direkte på LIDAR-data. Denne høydemodellen ble overført til et GRID-format (DEM) med oppløsning på 2,5 meter (**figur 5**).
- Digitalt markslagskart

Alle analyser ble gjort i ArcView.



Figur 5. Terrengskyggekart over deler av Østmarka. Legg merke til de nord-sydgående strukturene. Modellen er basert på en høydemodell med 2,5 meters oppløsning konstruert ut fra en TIN-modell levert av Blom Geoinformatics som er basert på LIDAR-data.

Utgangsanalysen baserer seg på 5 komponenter tatt fra de to høydemodellene og fra digitalt markslagskart (DMK):

- Fuktige områder. Disse er basert på informasjon i DMK
- Konvekse områder, basert på høydemodellen med 10 meters oppløsning (DEM10)
- Flate områder, basert på DEM10 og DMK
- Større kløfter og søkk (Storkløfter), basert på DEM10
- Små kløfter og søkk (Småkløfter), basert på høydemodellen med 2.5 meters oppløsning (DEM2,5).

Tabell 1. De fem ulike komponentene i analysen og deres ulike klasser.

Fuktighet	Konveksitet	Flathet	Storkløfter	Småkløft
Ikke fuktig	Konveks	Flat	Storkløft	Småkløft
Myr	Ikke konveks	Flat, grunnlendt	Ikke storkløft	Ikke småkløft
Skogmyr		Ikke flat		
Vann				

Metodikken for hver enkelt komponent er beskrevet nærmere nedenfor. **Tabell 1** samler klassifikasjonen innen hver av de fem komponentene. I utgangspunktet deler denne analysen terrenget opp i $4 \times 2 \times 3 \times 2 \times 2 = 96$ typer områder. Ikke alle kombinasjoner er realisert, og selvfølgelig er det ikke interessant å skille mellom samtlige mulige kombinasjoner.

Våte områder

Vann er tatt ut fra Økonomisk kartverk FTEMA 3000. Myr er tatt ut fra DMK, ATIL-klasse 11-14, skogmyr er skogpolygoner med registrering i feltet MYR. Andre områder betegnes i modellen som "Ikke fuktig".

Konveksitet

Fra høydemodellen (DEM10) ble det beregnet gjennomsnittshøyde i et nabolag med 500 m radius. Deretter ble høyden i hvert punkt minus denne gjennomsnittsnittverdien beregnet. Områder med differanse større enn 1,5 m (dvs de er mer enn 1,5 m høyere enn snittverdien for nabolaget) ble regnet som konvekse (**figur 6**). Denne beregningen er sammenfallende med algoritmer som i internasjonal litteratur kalles TPI (Topographical Position Index) (Jennes 2006).

Flathet

Det ble beregnet skråning for hvert punkt basert på DEM10. Punkter med helling mindre enn 5 grader ble skilt ut. Deretter kjørte vi et utjevningfilter "majority" (ArcView Spatial Analyst – Neighborhood Statistics) for 3 x 3 celler slik at hver celle ble betegnet flat hvis 5 celler eller flere i dette nabolaget på ni celler var flate, dvs. med helling mindre enn 5 grader. Det siste gir færre enkeltområder på kartet og vektlegger i større grad større sammenhengende områder som er (relativt) flate. De flate områdene ble videre delt etter hvorvidt de også har betegnelsen "grunnlendt" eller "fjell i dagen" i DMK (ATIL=28,29,31 eller TSKOG=13,18,19; vi inkluderte altså også klassen blokkmark her). Områder som ikke oppfylte flathetskriteriet, betegnes "Ikke flat" i modellen.

Storkløft

Vi beregnet hellingsretningen basert på DEM10 og reklassifiserte hellingsretningen til 12 klasser: 0-30 grader ble 1, 30-60 grader 2 osv til 330-360=12. Vi beregnet også skråningen og fjernet eksposisjonsverdiene for punkter med mindre enn 8 graders helling.

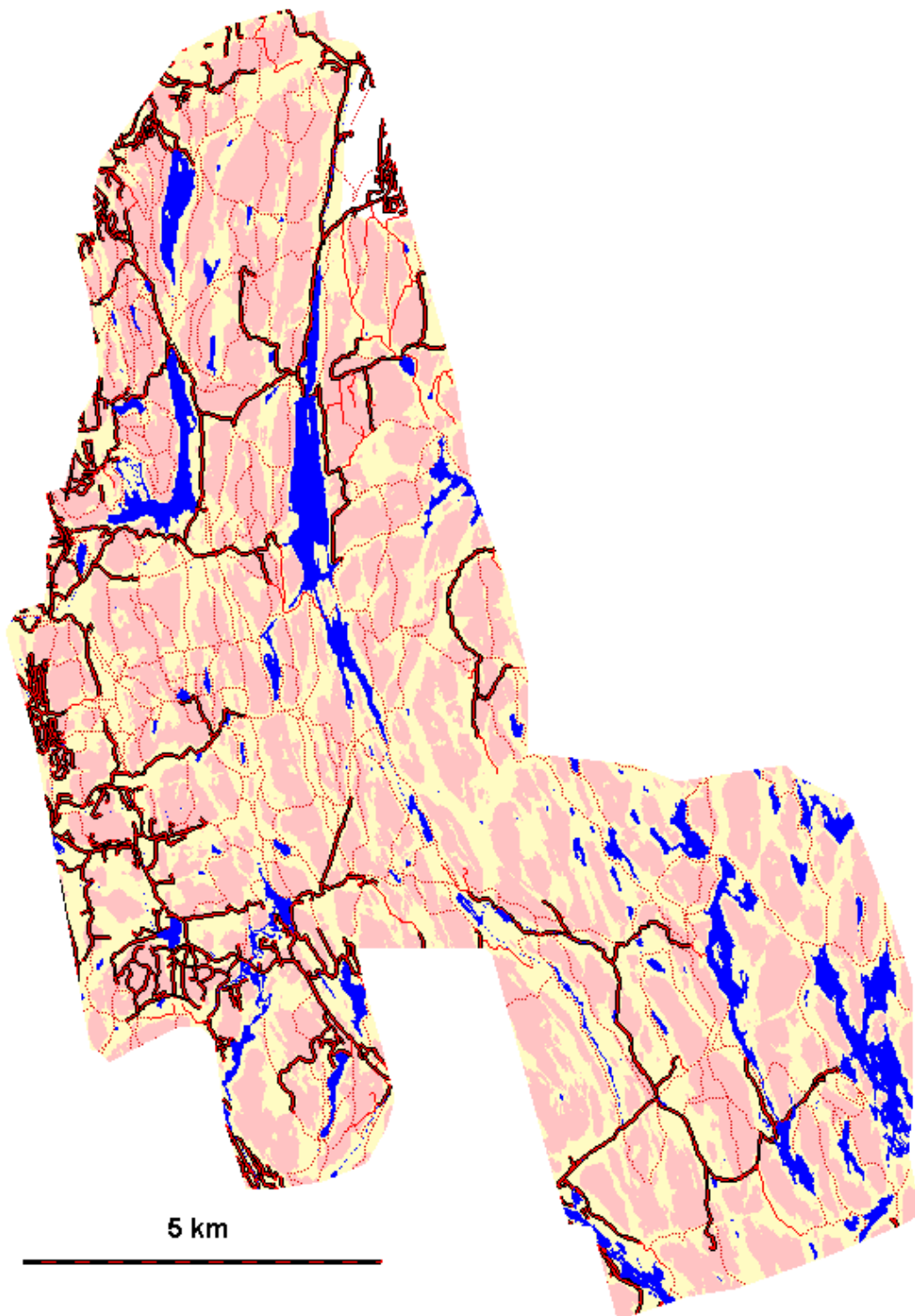
Deretter lagde vi et grid for hver hellingsretningsklasse og talte opp hvor mange forekomster det var av hver hellingsretningsklasse innenfor nabolag med 5 celler (=50 m radius). Dette ble summert for hver klasse med dets naboklasse på hver side (12 nye grid der hvert grid inneholder summen av hellingsklassen og naboklassen på hver side). Det vil si at vi får 12 grid der det første gridet er lik summen av klassene 12, 1 og 2; grid 2 er summen av klassene 1, 2 og 3 o.s.v.

Vi summerte resultatene for motstående kvadranter, for eksempel klasse 1,2 og 3 og den motstående kvadranten klasse 7, 8 og 9 og tilsvarende for de 5 andre mulighetene. Vi brukte så et kriterium at hver av de motstående kvadrantene skulle inneholde over 20 % av arealet og at arealet hadde minst 50 % dekning, dvs. 40 verdier mer enn 8 graders helling. Dette resulterte i 6 nye grid. Vi summerte så verdiene i alle disse 6 gridene og fant områder der motstående terrenghelling er stor.

De punktene som oppfyller dette kriteriet kan imidlertid enten representere en kløft eller en rygg. Det ble derfor også laget en finskala konveksitetsmodell med nabolag på 5 cellers radius. Bare punkter som oppfylte kriteriet for hellingsretning og hadde verdier mindre enn null i denne konveksitetsmodellen, ble ansett for å representere storkløfter (**figur 7**).

Småkløft

Denne ble laget nøyaktig som storkløftberegningen, men basert på DEM2,5 og med 5 cellers radius i nabolagene, det vil si en radius på 12,5 meter.



Figur 6. Konvekse (rosa) og konkave (gule) partier av Østmarka.

Inndeling i brannklasser

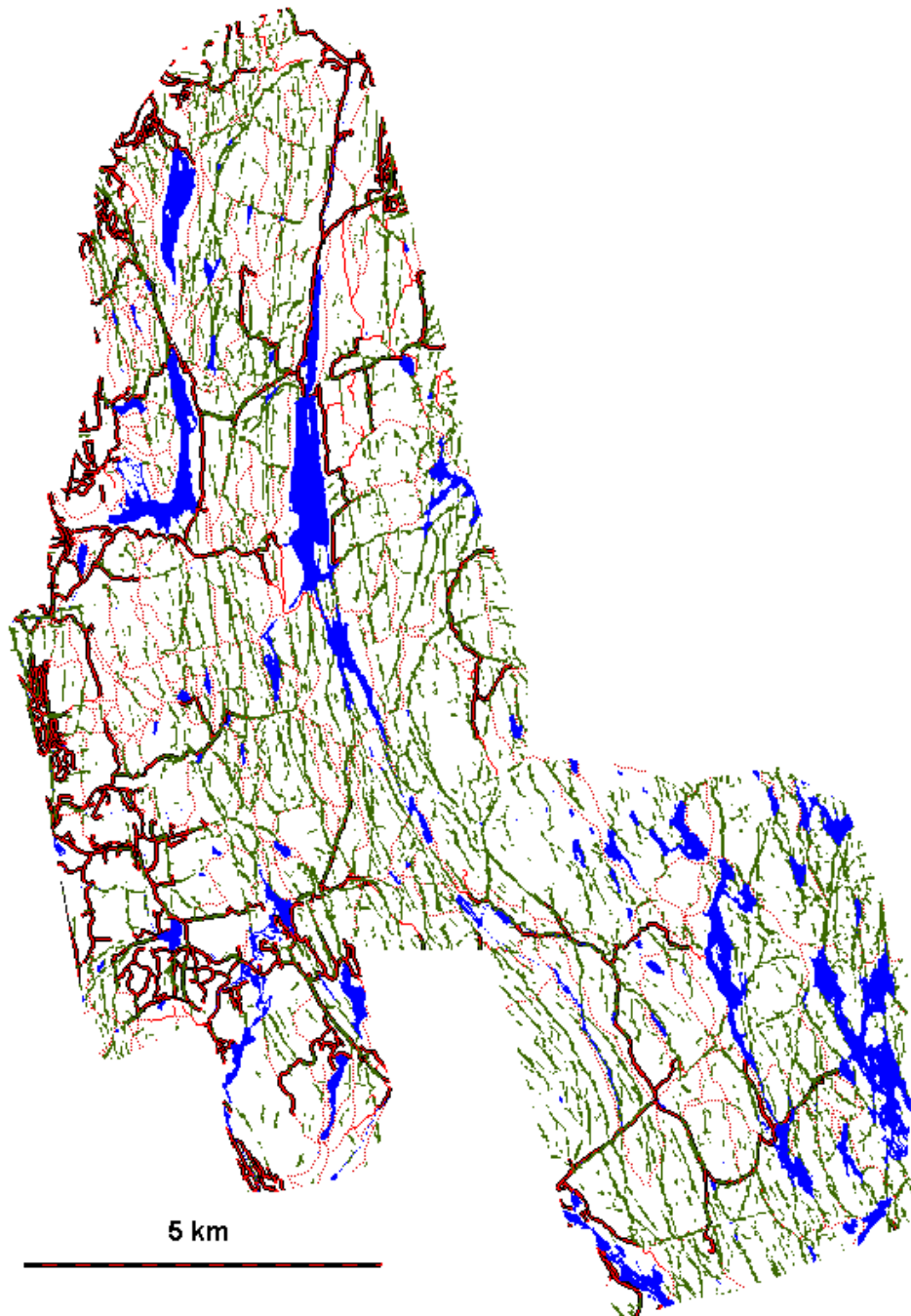
ASIO-modellen bygger på en inndeling av landskapet etter brannhyppighet, med 4 klasser (Angelstam 1998). Brannfrekvensen relateres i modellen till fuktighets- og næringsforholdene og dermed også til ulike skogtyper. I følge Angelstam tilsvarer kategoriene følgende brannfrekvenser:

- A: *Brenner aldri*. Brannfrekvens på mer enn 300 år. Representative skogtyper er f.eks. sumpgranskog, høgstaudegranskog eller lauvsumpskoger.
- S: *Brenner sjelden*. Brannfrekvens på 100-300 år. F. eks. blåbærgranskog, lågurtgranskog
- I: *Brenner i blant*. Brannfrekvens på ca. 100 år. F.eks. bærlyng - barblandingskoger, gjerne med noe lauvinnblanding.
- O: *Brenner ofte*. Brannfrekvens på 40-60 år. F.eks. lavfuruskog.

Ved bruk av datasettet i inndeling i brannklasser har vi tatt utgangspunkt i følgende kriterier:

- **Vann** er med som klasse fordi beregningene basert på DEM'ene ikke skiller mellom vann og fastmark, og det er derfor teknisk sett praktisk å ha med denne klassen selv om analysen er triviell.
- **Brenner aldri / meget sjelden** er myr og skogmyr som ligger i ikke-konvekse områder
- **Brenner sjelden** er myr og skogmyr i konvekse områder, samt storkløfter og flate, grunnlendte områder (uten myrsignatur) i de ikke-konvekse områdene.
- **Brenner i blant** er ikke-fuktige områder a) i storkløfter i de konvekse arealene, og b) ikke-flate områder utenfor storkløftene i de ikke-konvekse arealene
- **Brenner ofte** er konvekse områder utenfor kløftene og flate, grunnlendte områder i de ikke-konvekse arealene
- **Brenner ofte, men forsenkning** (er vel mest å anse som en undergruppe av foregående) er småkløfter innenfor foregående klasse.

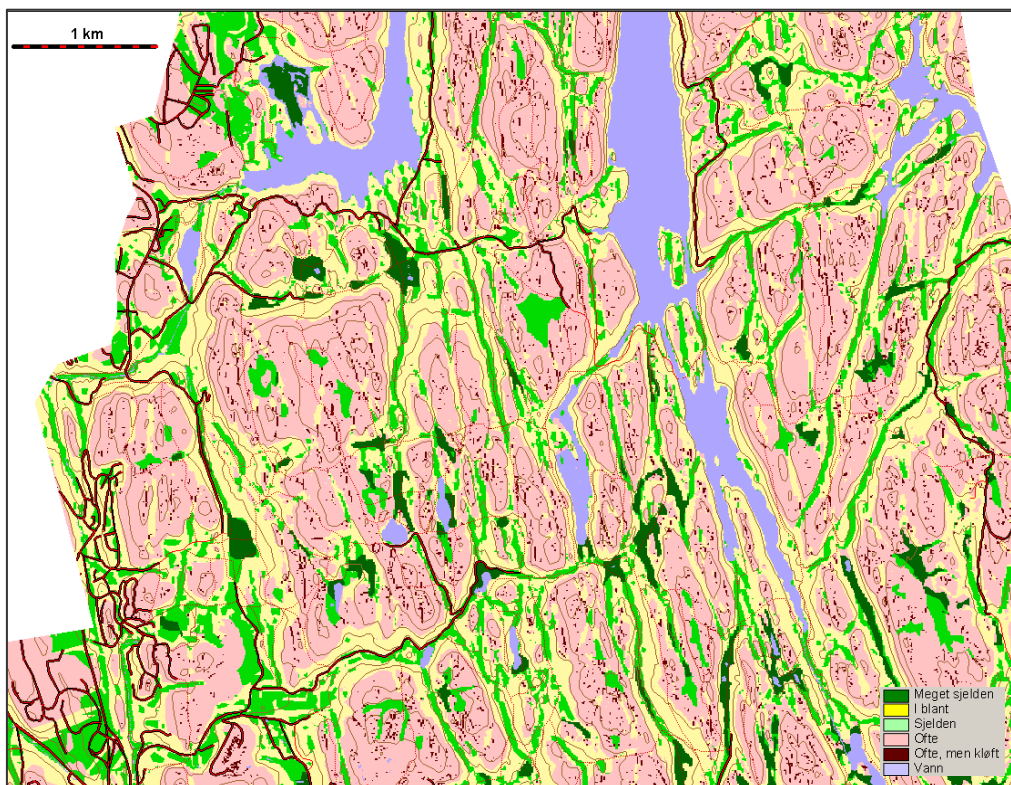
Siden vi har inndelt landskapet etter terrengformasjoner samt grunnlendt og myr, og ikke etter vegetasjonstyper direkte, er det ikke nødvendigvis 100% overlapp mellom våre klasser og Angelstams definisjon. Vi har i tillegg til de 4 hovedtypene i ASIO-modellen også skilt ut områder som inngår i Ofte-klasser, men som ligger i forsenkning, samt vann. **Tabell 2** viser en oversikt over klassifikasjonssystemet. **Figur 8** viser resultatet for en del av Østmarka.



Figur 7. Kløfter (storkløft- grønn farge) beregnet for Østmarka. Veier er markert med rødt.

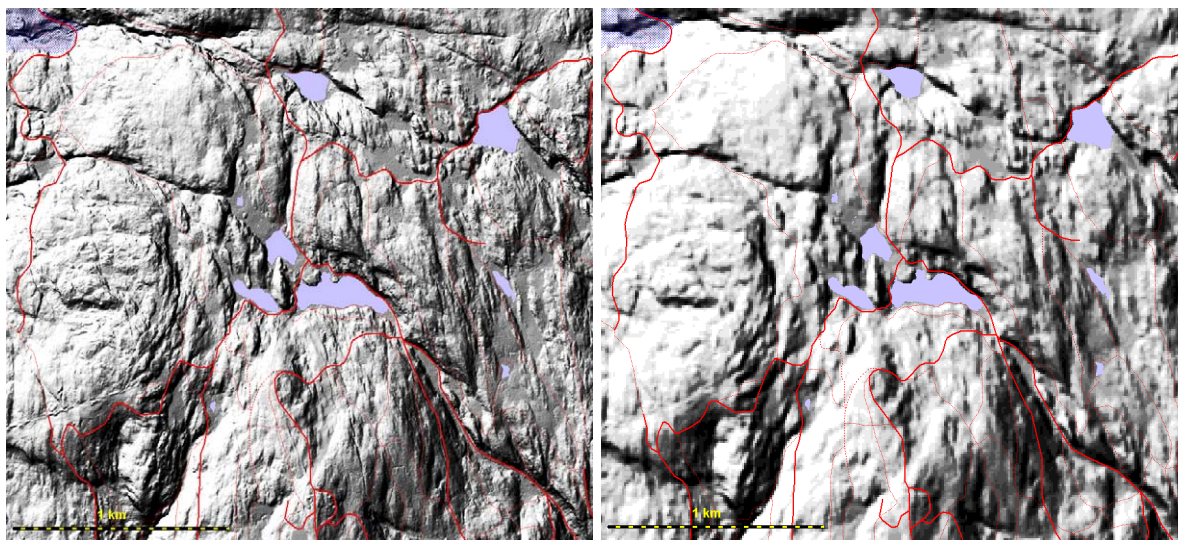
Tabell 2. Klassifikasjon av brannklasser:

Brannklasse	Fuktighet	Konveksitet	Flat	Storkløfter	Småkløfter
Vann	Vann	-	-	-	-
Aldri = meget sjelden	Myr/skogmyr	Ikke konveks	-	-	-
Sjelden	Myr/skogmyr	Konveks	-	-	-
	Ikke fuktig	Ikke konveks	-	Storkløft	-
	Ikke fuktig	Ikke konveks	Flat, ikke grunnlendt	-	-
Iblant	Ikke fuktig	Konveks	-	Storkløft	-
	Ikke fuktig	Ikke konveks	Ikke flat	Ikke storkløft	-
Ofte	Ikke fuktig	Konveks	-	Ikke storkløft	Ikke småkløft
	Ikke fuktig	Ikke konveks	Flat, grunnlendt	Ikke storkløft	Ikke småkløft
Ofte, men forsenkning	Ikke fuktig	Konveks	-	Ikke storkløft	Småkløft
	Ikke fuktig	Ikke konveks	Flat, grunnlendt	Ikke storkløft	Småkløft

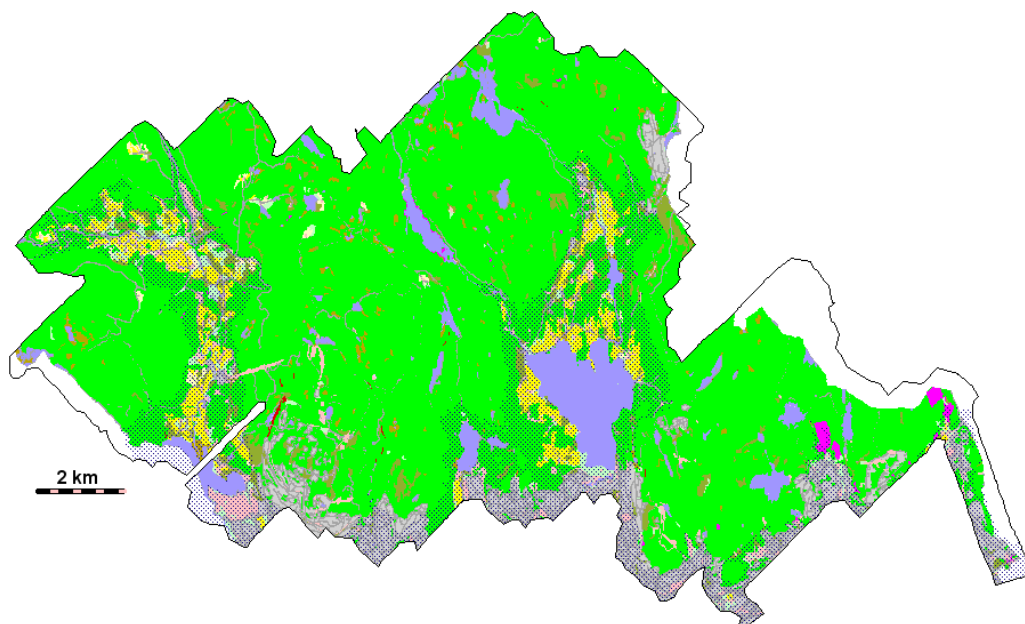
**Figur 8.** Brannkart for deler av Østmarka

3.2 Brannkart over Nordmarka

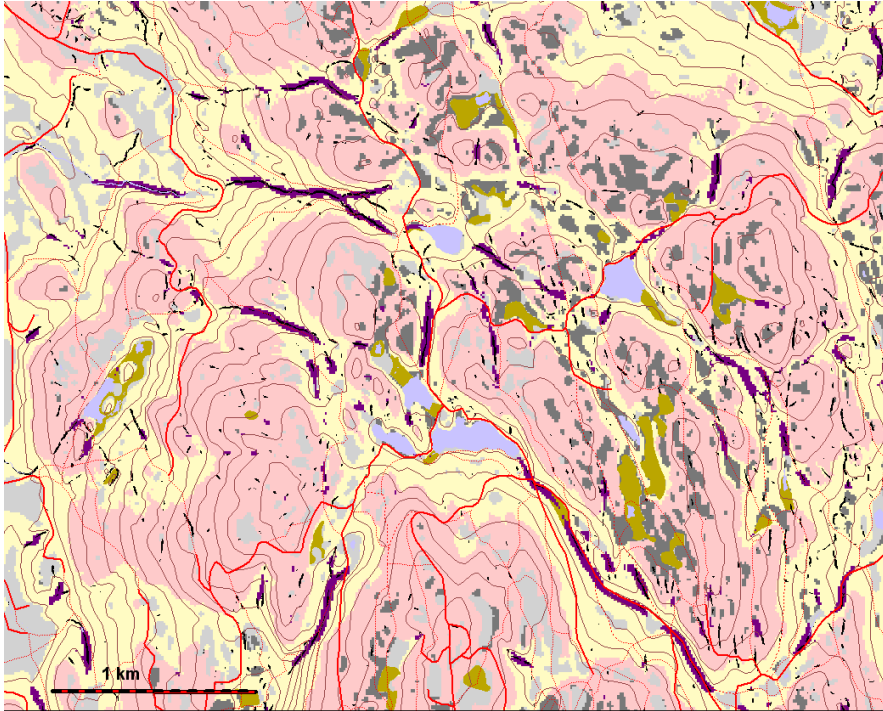
Samme analyse som ble brukt for Østmarka, var også grunnlaget for analysen over Nordmarka (**figur 9** og **10**). Terrengstrukturen i Nordmarka er svært annerledes enn i Østmarka, og det ble tidlig klart at grovheten i terrenganalysen (skalaen, det vil si det målenaboskap som ble brukt for bestemme om terrenget skulle klassifiseres som konkavt eller konvekst) måtte vurderes nærmere her. Det ble derfor gjort forsøk på å gjennomføre analysen i to ulike skalaer (**figur 11** og **12**).



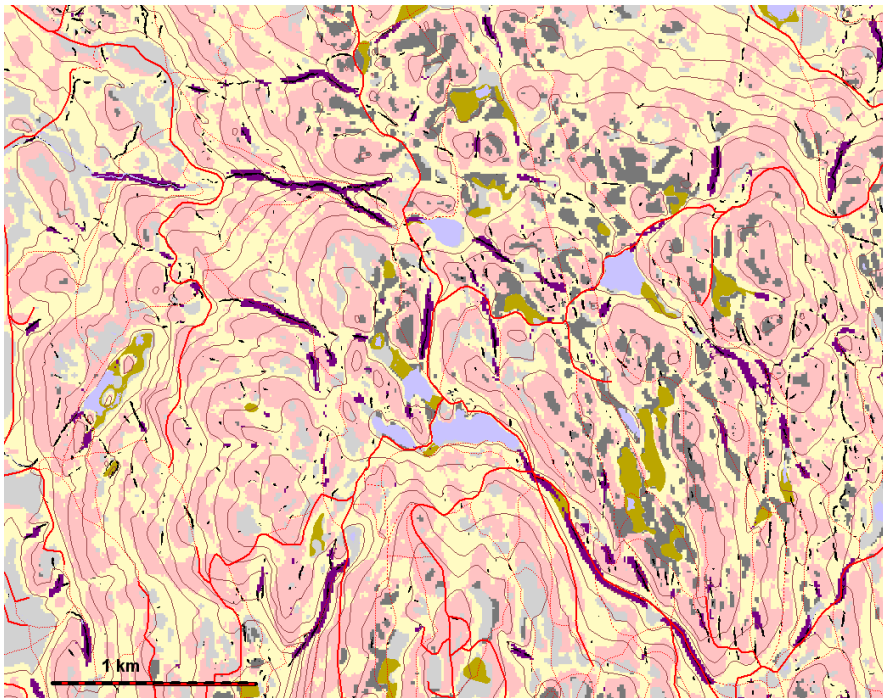
Figur 9. Området rundt Tryvann. Til høyre er terrengstrukturene vist som et terrengskyggekart basert på høydemodellen med 10 meters oppløsning. Til venstre tilsvarende basert på modellen med 2,5 meters oppløsning. Legg merke til forskjell i detaljeringsgrad. Røde streker er veier og stier.



Figur 10. Arealbruksklasser innen området (ATIL). Grått er bebyggelse, fiolett: steinbrudd, gult: dyrket mark, grønnbrunt: myr og grønt: skog. Hvite områder mangler data, skravert område er under marin grense.



Figur 11. Området rundt Tryvann, grovskala konvekstitetsanalyse. Rosa farge indikerer konvekst terreng; Grønn gul farge: myr og skogmyr; Blå: vann; Mørk grå: flatt terreng som er grunnlendt; Lys grå: øvrig flatt terreng; Fiolett: storkløft; Svart: småkløft. Gult viser øvrige arealer. Veier i rødt.



Figur 12. Området rundt Tryvann. Samme tegnbruk som for **figur 11**, men konvekst terreng er beregnet med et mindre nabolag (radius 125 m) for å få frem mer småskalige strukturer i landskapet.

3.3 Bruk av andre datasett

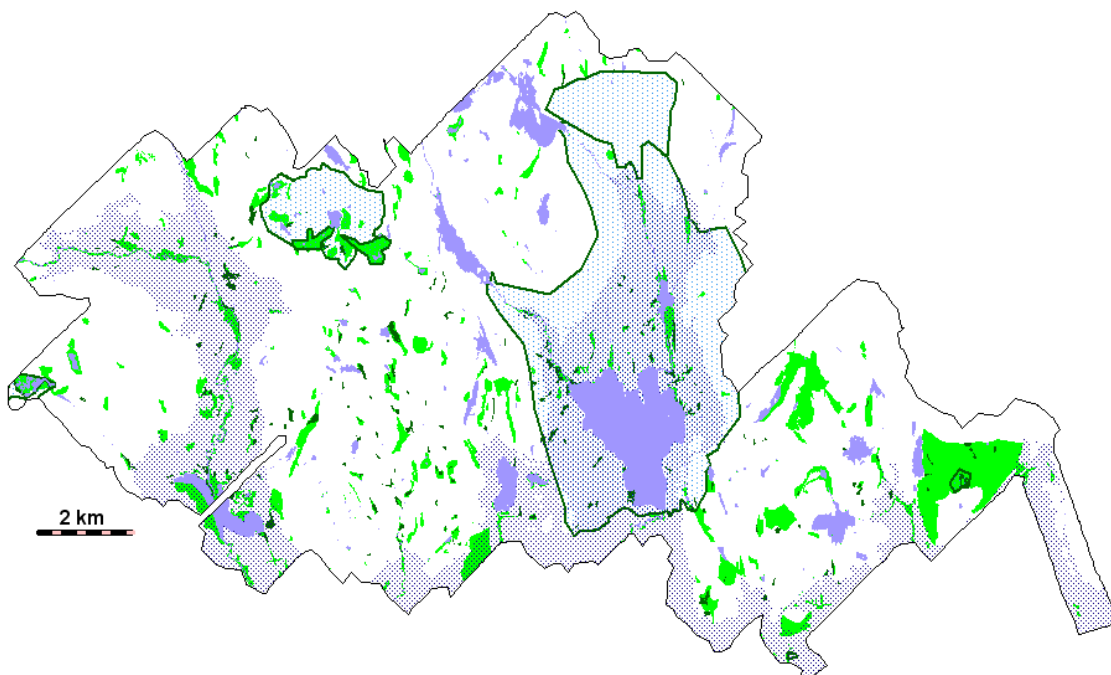
I tillegg til høydedata fra LIDAR-opptak og DMK har vi brukt følgende datasett:

Bestandsdata

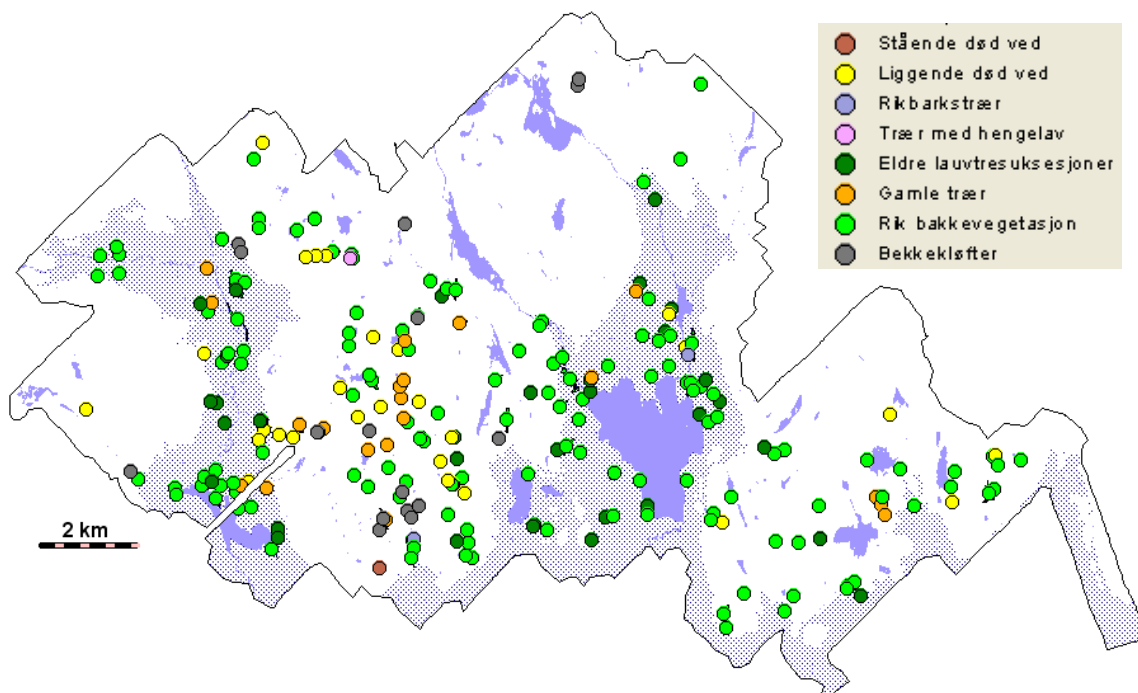
Bestandsdata for Oslo kommunes skoger som er gjort tilgjengelig gjennom oppdragsgiver. Aktuell informasjon fra dette datasettet er hogstklasse, skogens alder (gammel skog), bonitet, boniteringstreslag og treslagsfordeling.

Naturtypedata (Naturbase) og Miljøregistrering i skog (MiS) data

I følge Blindheim & Korbøl (2005) ble MiS-figurer først registrert av Prevista som en del av ordinær skogbrukstakst, hvorpå Siste Sjanse kvalitetssikret disse registreringene og lagde et samlet kart som skulle utgjøre prioriterte nøkkelbiotoper/naturtyper på eiendommen. Vi har tatt utgangspunkt i datafil fra Oslo kommune oppdatert høsten 2009 (**figur 13**). Denne fila er koblet vha. nasjonalt lokalitetsnummer med info om naturtypene i hht. fil fra Terje Blindheim 22. oktober 2008. Dette representerer de prioriterte nøkkelbiotoper/naturtyper i Oslo kommunens skoger. Vi har også valgt å inkludere MiS-figurer som ikke ble prioritert som nøkkelbiotoper inn i datasettet. Dette fordi de uansett representerer nyttig informasjon om naturmiljøet på stedet (se **figur 14**). Informasjon om registrerte livsmiljø (MiS) er stilt til rådighet gjennom oppdragsgiver.



Figur 13. Vernede områder (skravert innen tykk grønn strek, registrerte naturtyper (mellomgrønn) og MiS-områder (mørk grønn farge). Tett skravert område angir arealer under marin grense (220 m o h).



Figur 14. Punktdata som markerer MIS-områder fargelagt etter livsmiljø (se legenden). Områder under marin grense er særlig knyttet til Eldre lauvtresuksesjoner (de fleste områdene i datasettet) og Rik bakkevegetasjon.

Artsinformasjon fra naturtypelokaliteter

Vi har også fått tilgang på informasjon om arter i Oslo kommunes Naturtypelokaliteter (i hht. fil mottatt på e-post fra Terje Blindheim 22. okt 2008). Filen inneholder informasjon om arter som er registrert i forbindelse med naturtyperegistrering foretatt av Siste Sjanse 2004-2005. Siden det ikke foreligger UTM eller annen stedfestingsinfo ut over at arten er knyttet til Naturtypelokalitet, er artsinformasjonen koblet mot senterpunktet i de aktuelle Naturtypelokalitetene. Karplanter og ikke rødlistete arter er ikke inkludert.

GBIF-data

GBIF formidler observasjoner om arter dokumentert ved innsamlinger i naturhistoriske samlinger, samt rene notater, og GBIF-Norge har per 2008 2,5 millioner poster fra åtte institusjoner. GBIF inneholder det samme som Sopp- og lavdatabasene på UiO-NHM, samt ytterligere info om artsgrupper innen moser, karplanter, leddyr. Vi har lastet ned data fra hele Oslo kommune fra den norske GBIF noden www.gbif.no den 20. oktober 2008. Disse dataene er så klippet mot bestandsdataene og krysskoblet mot Artsdatabankens Rødliste (Kålås et al. 2006). I noen grad kan det forekomme duplikater fordi GBIF-data kan være identiske med artsfunn i naturtypelokalitetene.

4 Grunnlag for landskapsplanlegging i Nordmarka

Slik vi var inne på i innledningen, kan man bygge opp en landskapsplan på ulike måter. Man kan, på den ene siden, la kunnskap om de viktigste faktorene i skogens naturlige dynamikk styre hele planleggingen – eller man kan, på den andre siden, ta utgangspunkt kun i de naturverdier som eksisterer på eiendommen og bygge planene rundt disse. I praksis kan dette spennet betraktes som et kontinuum, der det i de fleste tilfeller vil det være naturlig å kombinere momenter fra begge sider.

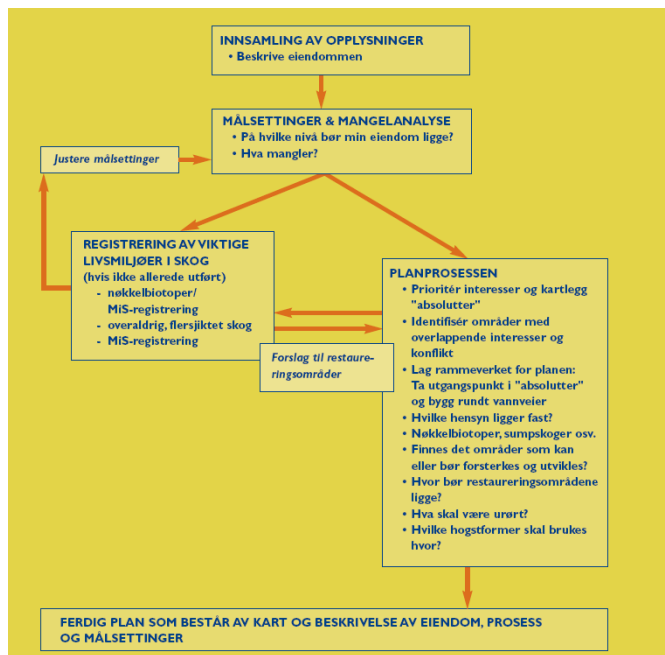
Av ulike strukturerende faktorer fra naturlig dynamikk er skogbrann den faktoren som det er enklest å ta utgangspunkt i, siden sannsynlig skogbrannfrekvens kan relateres til terrengposisjoner. Ulike brannfrekvenser gir igjen ulike typiske skogbilder, med grandominert, flersjiktet skog i fuktige forsenkninger der det brenner sjelden, ulike suksesjonsfaser fra lauvbrenne til granskog på lokaliteter som brenner i blant, og tosjiktet furuskog i varierende alder på tørre lokaliteter som brenner ofte. Andre viktige forstyrrelsesfaktorer som stormfelling og insektangrep er i mindre grad forutsigbare og derfor mindre egnet til å modellere et landskap som skal etterligne naturlig dynamikk.

Nordmarka-delen av Oslo kommuneskog skiller seg som nevnt fra Østmarka på flere punkter. Geologien er ulik, med rene grunnfjellsområder i Østmarka mens Nordmarka domineres av syenitter, med innslag av rikere berggrunn. Disse forskjellene påvirker igjen topografien: der Østmarka har en tydelig nord-sør struktur i smale rygger og daler har Nordmarka mer rolige landformer, dog med vide åser og en hel del kløfter. Nordmarksdelen har mer nedbør og er mer dominert av gran enn Østmarka. Disse faktorene vil ha betydning for landskapsplanleggingen.

En landskapsplan kan gjennomføres på følgende prinsipielle måte (Rolstad 2007, Sverdrup-Thygeson et al. 2002) (**figur 15**):

1. Innsamling av opplysninger om eiendommen:
 - a. Kartlegging av dagens skogtilstand
 - b. Kartlegging av den historiske variasjonen
 - c. Kartlegging dagens målgrupper og deres verdier (skogeier, friluftsliv, biologisk mangfold, osv.)
2. Gjennomføre en mangelanalyse (GAP-analyse) for å klarlegge eventuelle avvik mellom historisk skogtilstand og dagens skogtilstand
3. Fastsette mål for dagens skogtilstand
4. Revurdere planen med jevne mellomrom, for å inkorporere ny kunnskap og evt. nye interese grupper med nye mål (adaptive management)

Denne rapporten er innspill til punkt 1 (friluftsliv og vilthensyn er ikke inkludert i vår datainnsamling). Særlig til punkt 1b finnes lite informasjon, og gjennomføring av mangelanalyse kompliseres dermed. Her må det tas noen prinsipielle valg før man kan gå videre. Det gjenstår altså en hel del arbeid før man kan lage en landskapsplan for området.



Figur 15. Oversikt over mulig forløp i landskapsplanlegging. Fra Sverdrup-Thygeson et al. (2002).

4.1 Informasjon i tilgjengelige data

Skoghistorie og brannhistorikk

Vi har ikke funnet mye lett tilgjengelig informasjon om skoghistorie, brannodynamikk og stormfelling som gjelder Nordmarka. Det er lite kunnskap om naturlige brannfrekvenser i norsk skog generelt, og det meste av det som er publisert på dette temaet fra Nord Europa, stammer fra Sverige (Angelstam 1998, Carcaillet et al. 2007, Lindblad et al. 2003, Niklasson & Drakenberg 2001, Wallenius et al. 2002, Zackrisson 1997).

Et par unntak finnes likevel. Ohlson & Tryterud (1999) undersøkte makroskopiske kullrester samt pollen i en gammel granskog lenger nord og høyere over havet enn Oslo kommuneskogens eiendom, nemlig på Oppkuven. De fant ingen indikasjoner på skogbrann etter at granskogen hadde etablert seg for ca 1700 år siden (dvs. ca 300 e. Kr). Forut for dette, derimot, var det studerte landskapet dominert av en blanding av lauv- og furuskog som brant oftere.

Groven & Niklasson (2005) studerte 800 års brannhistorikk i Eldferdalen naturreservat ved Notodden og omgivelsene. De fant at før midten av 1700-tallet brant skogen her svært ofte, med intervaller på 10-50 år i ulike deler av studieområdet. Dette var sannsynligvis et resultat av påsatte branner for å bedre forholdene for beitende dyr. Etter 1750 falt brannfrekvensen kraftig, antagelig fordi tømmer økte i verdi.

De to studiene bekrefter at brannregimene har vært svært ulike selv innenfor et avgrenset område som sørøst-Norge. I hvilken grad resultater fra Oppkuven og Notodden er relevante for Nordmarka, er derfor vanskelig å si. Dersom Oppkuven-resultatene legges til grunn, kan man kanskje anta at brann i de siste 1500 år ikke har vært så viktig som strukturerende faktor i Nordmarka som mange steder i Sverige.

Gammelskog

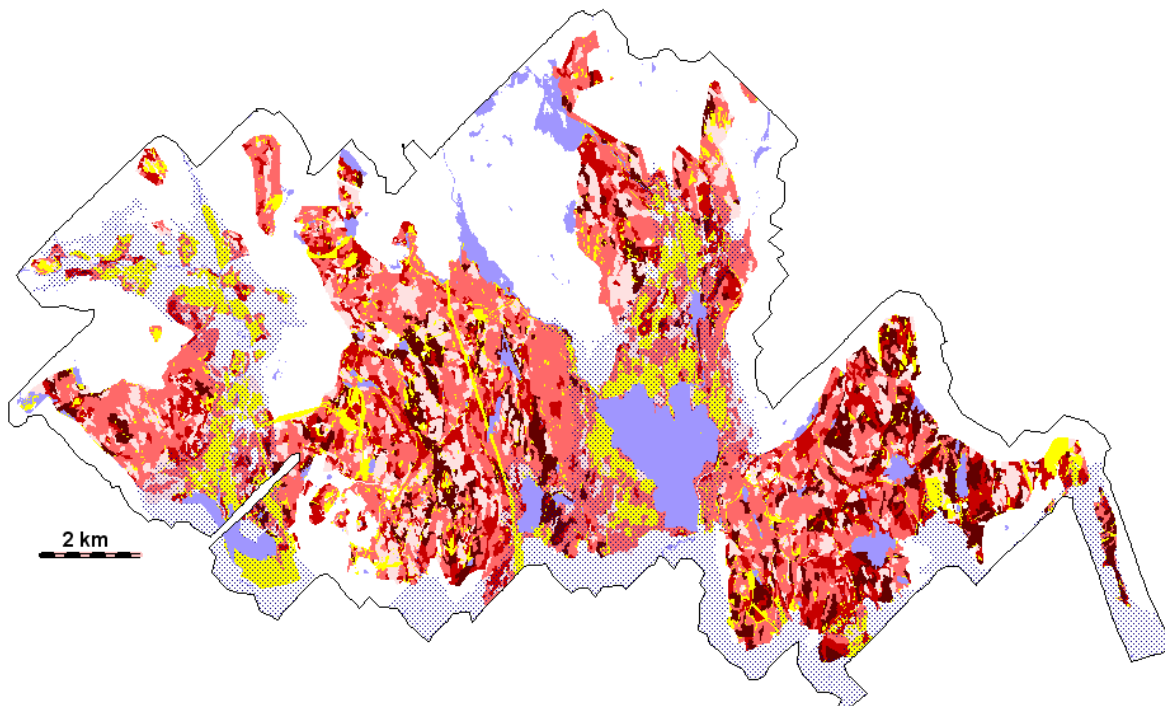
Når det gjelder informasjon om forekomst av gammelskog, finnes dette spredt i flere datasett. Bestandstaksten oppgir bestandsalder til å være eldre eller lik 120 år for 287 bestand. Dersom

man bare inkluderer skog som er >120 år, utgjør dette 177 bestand. Disse bestandene ligger relativt klumpvis fordelt, uten at det er noen klar sammenheng med terrengmodellen (**Figur 16**).

I datasettet over naturtyper er gammelskog representert i flere typer, men hovedsakelig i Gammel barskog, som finnes i 80 lokaliteter og Gammel lauvskog, som finnes i 8 lokaliteter (**tabell 3**). Disse er også spredt utover eiendommen. I noen grad overlapper de eller ligger inn-til skog som i følge bestandsdatabasen er >120 år. MiS-datasettet har også informasjon om gammel skog, først og fremst i livsmiljøet Gamle trær (lm. 6) som er registrert i 23 lokaliteter (**tabell 4**), men mange av disse overlapper med naturtypelokaliteter.

Tabell 3. Antall Naturtypelokaliteter av ulike typer

Naturtyper	Antall	Naturtyper	Antall
Gammel barskog	80	<i>Naturlig fisketomme innsjøer og tjern</i>	17
Gammel lauvskog	8	<i>Rik kulturlandskapssjø</i>	2
Rik sumpskog	34	<i>Rikmyr</i>	10
Rik edellauvskog	9	<i>Intakt lavlandsmyr i lavlandet</i>	15
Kalkskog	8	<i>Dam</i>	22
Gråor-heggeskog	11	<i>Deltaområder</i>	2
Hagemark	8	<i>Kalksjø</i>	1
Store gamle trær	14	<i>Kilde og kildebekk</i>	1
Parklandskap	5	<i>Mudderbank</i>	1
Naturbeitemark	20	<i>Viktig bekkedrag</i>	5
Slåtte- og beitemyr	1	<i>Viktig ferskvannslokaltet</i>	28
Slåttemark	11	<i>Sørvendte berg og rasmarker</i>	4
Småbiotoper / andre viktige forekomster	2	<i>Bekkekløft og bergvegg</i>	9
Grotter/gruver	1		



Figur 16. Aldersfordeling basert på bestandsdata: mørk rødt er gammel skog, lysere rødt, gradvis yngre. Gult er dyrket mark og hogstfelt (hogstklasse 0). Hvite områder mangler data. Marin grense er skravert.

Tabell 4. Fordeling av antall MiS-figurer av hvert livsmiljø. Merk at figurer med ulike livsmiljø kan overlappe.

Livsmiljø	Type	Antall figurer
1	Stående død ved	3
2	Liggende død ved	32
3	Rikbarkstrær	4
4	Trær med hengelav	1
5	Eldre lauvsuksesjoner	54
6	Gamle trær	23
9	Rik bakke	145
12	Bekkekløft	18

Indikatorer for skoglig kontinuitet

I hvilken grad det finnes arter som er gode indikatorer på skoglig kontinuitet (Groven et al. 2002, Rolstad et al. 2002), er omdiskutert. Hvis vi ser på informasjon som finnes over rødlistete arter mer generelt, ser vi at det innenfor Oslo kommunes skogeiendom (klippet mot bestandsdata) pr. 20. oktober 2008 er i GBIF-databasen **729 punkt registrert for rødlistede sopp, lav, moser, leddyr**. Mange av disse funndataene er gamle eller udatert og er neppe interessante i denne sammenhengen. F.eks. er bare **61 punkt for rødlistede sopp, lav, moser, leddyr registrert etter 1960**. I tillegg kommer karplantedata, som ikke er tatt med her da det i liten grad er rødlistete karplanter inne i skogen. Av rødlistede sopp er det 5 svartsonekjuka og 1 rynke-

skinn, samt enkeltfunn av andre sopparter som ofte er betegnet å være avhengig av skoglig kontinuitet.

I oversikten over arter funnet i naturtypene, er det 70 artsfunn av rødlistete arter. Av disse er det f.eks. funn av 10 svartsonekjuka, 8 duftskinn og 1 rynkeskinn; arter som ofte er blitt betegnet som kontinuitetsarter.

Funnene av såkalte kontinuitetsarter som de tre artene nevnt over er alle i naturtypelokaliteter, men siden det ikke er gjennomført noe systematisk artssøk uavhengig av skogens biologisk kvaliteter, er det vanskelig å tolke dette. Artsdataene er ikke tatt med i tabeller i rapporten, men ligger som shape-filer i kartmaterialet.

4.2 Relasjoner mellom terrengmodell og øvrige datasett

Vi har sett etter relasjoner mellom terrengmodellen og de øvrige dataene vi har tilgang på, for å se om det er forhold her som kan ha relevans for en videre utvikling av landskapsplanen.

Terrengmodell og skoglige data

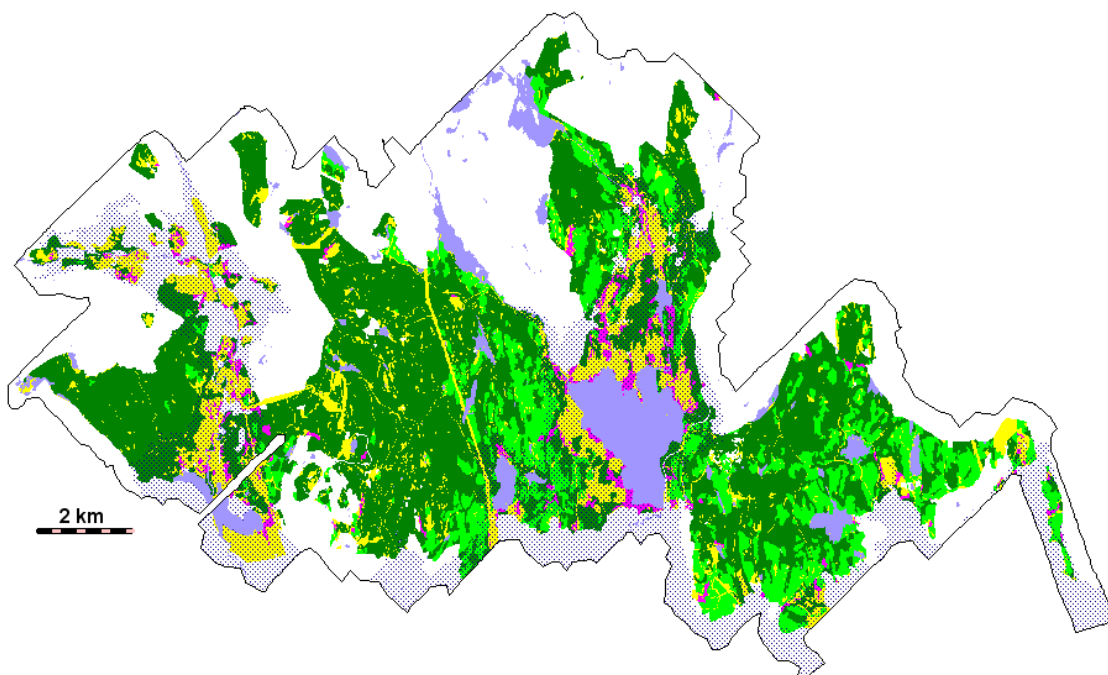
- Det er ikke uten videre lett å se mønstre mellom terrengmodellen (konvekse områder, kløfter, grunnlendt mark) og data i bestandstaksten.
- Marin grense er en klar strukturerende faktor i landskapet. Dette ser vi både for bestand dominert av lauv, og når det gjelder de fleste bestandene med bonitet 20 og høyere (**figur 17**)
- Hvis vi tar utgangspunkt i boniteringstreslag, ser vi at det er en dominans av furu i østre deler av Nordmarka, mens de lauvdominerte bestandene som nevnt ligger ned mot dyrka mark, under marin grense. Lavbonitet finnes i større grad i de østre delene av området (**figur 18**).

Terrengmodell og miljødata

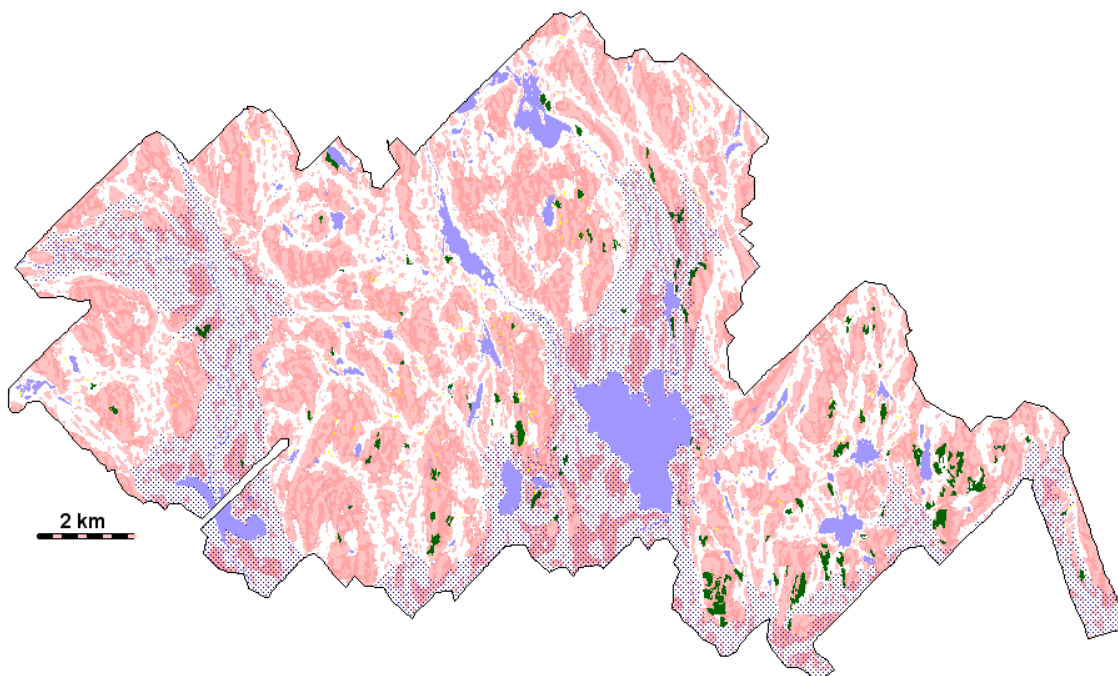
Alle 18 forekomster av livsmiljø 12 Bekkekløft overlapper med småkløfter i terrengmodellen. Forekomster av livsmiljø 5 Eldre lauvsuksesjoner finnes hovedsakelig under marin grense (samt enkelte forekomster i forbindelse med skråninger ellers). Her spiller nok kulturpåvirkning en viktig rolle som forklaringsfaktor.

MiS-datasettet domineres av livsmiljø 9 Rik bakke, som hovedsakelig finnes igjen i søkk og kløfter i terrengmodellen, der sigevann eller kildefremspring gir gode næringsforhold.

Biologisk viktige myrer (registrert i Naturtypedata) synes å være korrelert med små myrer (ikke alltid figurert ut i DMK) som ligger i dype søkk i følge terrengmodellen. En mulig forklaring på dette kan være at slike myrer har vært vanskelig å drenere rent praktisk, og heller ikke lønnsomme å grøfte pga. størrelsen.



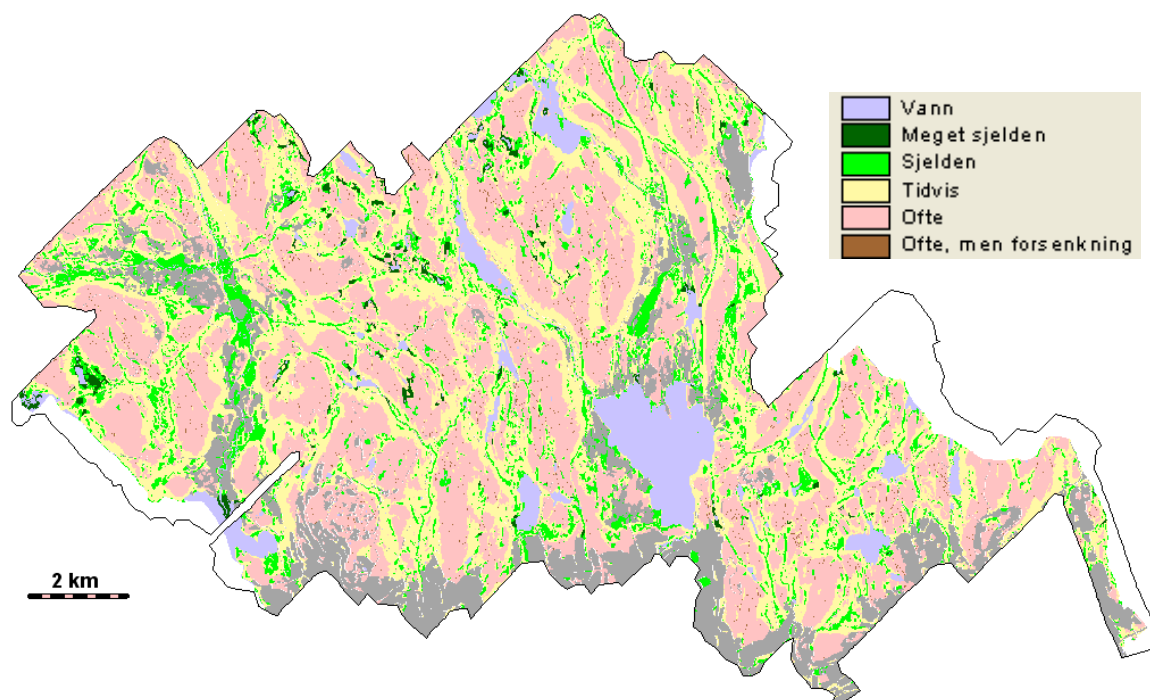
Figur 17. Boniteringstreslag tatt fra bestandsdata. Gult viser hogstklasse 0. Mørk grønn er gran, mellomgrønn er furu og fiolett er lauv. Legg merke til overrepresentasjon av furu i øst, men ikke nødvendigvis på konvekse flater og at lauvbestand er konsentrert om områder under marin grense. Hvite områder mangler data. Marin grense er skravert.



Figur 18. Lavbonitet (fra bestandsdata) i grønt. Legg merke til en østlig overrepresentasjon og at områdene i hovedsak ligger på konvekse partier (storskala lyst rødt og småskala noe mørkere rødt). Sammenhengen til konveksiteten særlig i småskala er mindre enn forventet. En del flate områder med grunnlendt mark i Lillomarka slår her ut.

5 Justering av brannkartet over Nordmarka

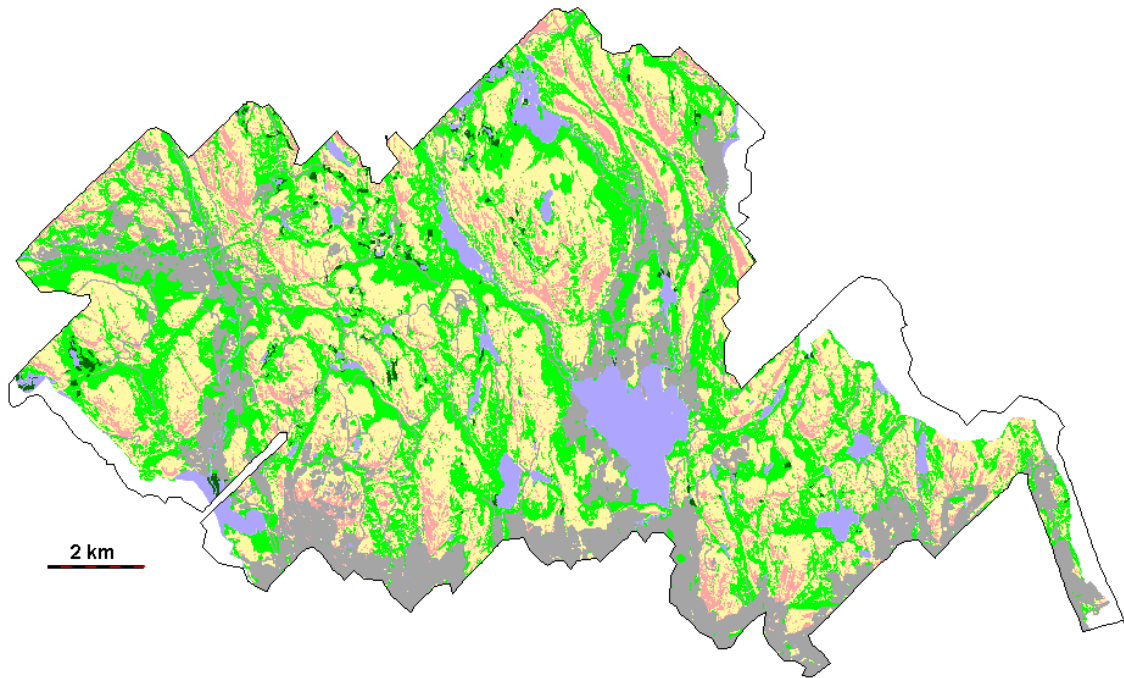
Det er en del klare ulikheter mellom Nordmarka og Østmarka når det gjelder geologi, løsmas-sedekke, terrengformer og nedbørforhold. I tillegg kan det også være at arealbrukshistorikken kan inneholde ulikheter av betydning. Det er derfor ikke selvfølgelig at et brannkart over Nordmarka konstruert ved bruk av de samme kriteriene som et brannkart over Østmarka (**figur 19**), gir tilfredsstillende resultat.



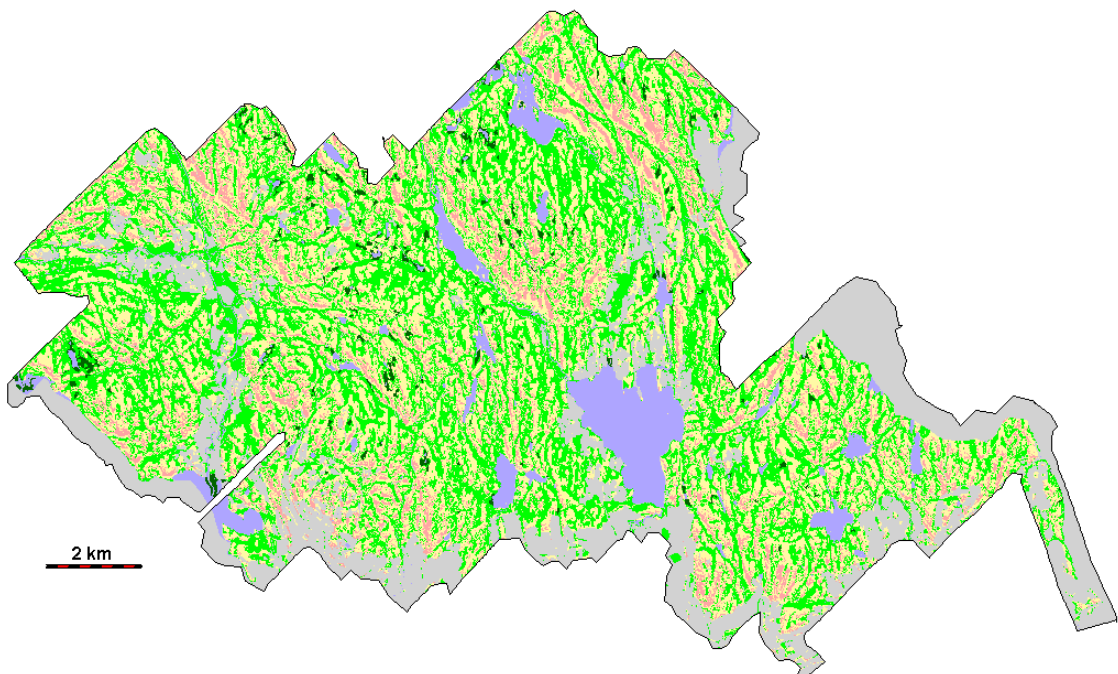
Figur 19. Brannklasser beregnet etter prosedyre i tabell 2 basert på konveksitet i stort nabolag (500m radius). Hvite områder mangler data, grå områder er bebyggt og dyrket areal.

Et inntrykk er at brannkartet gir alt for store arealer med brannklassen brenner ofte. Dette kan dels komme av at terrengstrukturene i Nordmarka har noe mer platåkarakter og at sedimentdekke og overgang mellom myr og fast fjell på disse platåene gir fuktigere forhold og lavere brannfrekvens enn tilsvarende områder i Østmarka. Mer nedbør kan også være av betydning. Det er også kommentert fra skogkjent personell at terrengposisjon (særlig sydhelling) er svært viktig for skoguttørring i Nordmarka. Det er derfor gjort et forsøk med dels å nedjustere kriteriegrensene for brannkartet over Nordmarka og dels ta i bruk terrengposisjon (sydskråning) som et tilleggskriterium. I dette arbeidet ble sydskråning definert som skråning med mer enn 10 graders helling i hellingsretning mellom 115 og 270 grader.

Ved en generell nedtoning av kriteriene for brannhyppighet er det bare konvekse sydskråninger som har blitt gitt klasse "brenner ofte". Kriteriene som er brukt er vist i **tabell 5**. Brannkartet er utarbeidet i to versjoner, en basert på en storskalig modell (**figur 20**) og en småskalig (**figur 21**).



Figur 20. Justert brannkart for Nordmarka basert på en grovskalig modell (målenabolag 250 meter ved bruk av høydemodell med 10 meters oppløsning). Legende: se **figur 19** og **tabell 5**.



Figur 21. Justert brannkart for Nordmarka basert på en finskalig modell (målenabolag 125 meter ved bruk av høydemodell med 2,5 meters oppløsning). Legende: se **figur 19** og **tabell 5**.

Usikkerheten om brannodynamikken i Nordmarka er imidlertid stor. I sluttproduktet for Nordmarka har vi derfor anvendt en mer nøytral kartforklaring for de samme klassene: vått, friskt, ganske tørt og tørt. Klassen "Brenner ofte, men forsenkning" er her plassert i klassen "ganske tørt" (**tabell 5**).

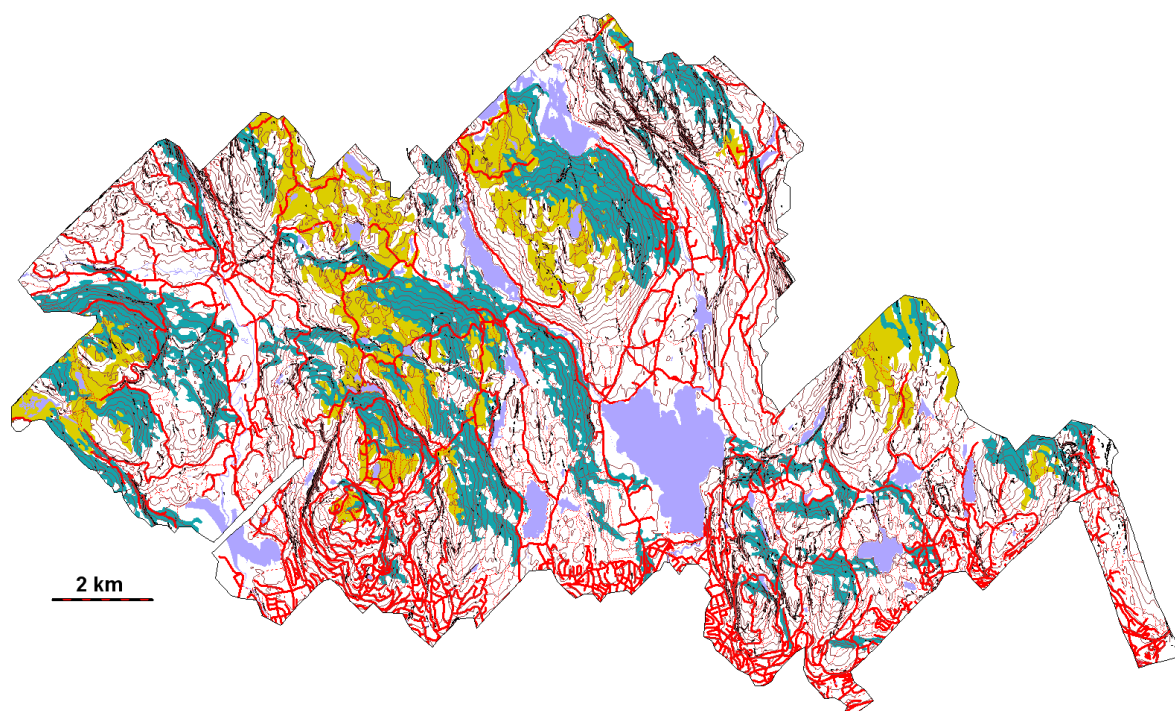
Til bruk for en mer naturtypeorientert landskapsplanlegging har vi også utarbeidet separate kart for terrengkonveksiteten (stor- og småskala), storkløfter, småkløfter som tidligere beskrevet. Det er også utarbeidet kart over stup, flak (flate høyereliggende flate områder og klare nordlier (**figur 22**). Her er følgende spesifikasjoner brukt:

- **Flak:** Basert på 10m DEM. Relativt relieff innen sirkel med 100 meters radius mindre enn 30 meter. Majorityfilter over 5x5 piksler. Høyde over 310 moh. Størrelse mer enn 150000 m².
- **Nordskråning:** Basert på 10m DEM. Aspect mellom 300 grader og 112,5 grader. Skråning mer enn 5 grader. Majorityfilter over 5x5 piksler. Størrelse mer enn 150000 m².
- **Stup:** Basert på 2,5 meters DEM. Skråning over 35 grader. Majorityfilter over 5x5 piksler.

Dette gir mulighet for videre arbeid med landskapsplanen med noe større uavhengighet enn ved en fastlagt direkte bruk av brannmodellen. Det gir også en større fleksibilitet når konkret felterfaring etter hvert skal innarbeides i modellen.

Tabell 5. Nedjustering av kriterier for brannklasser, samt alternativ brannnøytral legende for analysen i Nordmarka

Opprinnelig klasseinndeling	Sydskråning	Nedjustert klasseinndeling	Ny klasseinndeling
Meget Sjelden	<i>Nei (Kanteffekt)</i>	<i>Meget Sjelden</i>	<i>Våt</i>
Meget Sjelden	<i>Ja</i>	<i>Meget Sjelden</i>	<i>Våt</i>
Sjelden	<i>Nei</i>	<i>Sjelden</i>	<i>Frisk</i>
Sjelden	<i>Ja (Kanteffekt)</i>	<i>Sjelden</i>	<i>Frisk</i>
Tidvis	<i>Nei</i>	<i>Sjelden</i>	<i>Ganske tørt</i>
Tidvis	<i>Ja</i>	<i>Tidvis</i>	<i>Ganske tørt</i>
Ofte	<i>Nei</i>	<i>Tidvis</i>	<i>Ganske tørt</i>
Ofte	<i>Ja</i>	<i>Ofte</i>	<i>Tørt</i>
Ofte, men forsenkning	<i>Nei</i>	<i>Sjelden</i>	<i>Frisk</i>
Ofte, men forsenkning	<i>Ja</i>	<i>Tidvis</i>	<i>Ganske tørt</i>



Figur 22. Kart over beregnete stup (svart), nordlier (blågrønt) og flak (grønngult) i Nordmarka.

6 Overordna prinsipper for økologiske hensyn for landskapsforvaltning

Dersom det ikke er hensiktsmessig eller mulig å lage en landskapsplan som gir tilstrekkelige retningslinjer for en økologisk basert skogforvaltning, vil det like fullt være en del generelle prinsipper som kan brukes som rettesnor. Nedenfor gis en rask gjennomgang av noen slike. For grundigere gjennomgang, vises til annen litteratur (Dahlberg & Stokland 2004, de Jong & Almstedt 2005, Niklasson & Nilsson 2005, Sverdrup-Thygeson 2002).

Variasjon i alder, dimensjoner og treslag, tilpasset terrenget

Uansett om styrende forstyrrelsesfaktorer i et landskap er skogbrann eller stormfelling, vil visse generelle prinsipper gjelde. For eksempel vil arealer i forsenkninger generelt være mindre berørt av storskala forstyrrelse enn arealer som ligger mer eksponert, og lauvinnslaget vil naturlig være stort langs sjøer og vannveier. Slike prinsipper kan være veiledende for hvilke hensyn som skal prioriteres hvor. Lauvtrær bør prioriteres både i blanding med bartrær og i form av rene bestand. Reduksjonen i lauvdominerte bestand på Østlandet antas for eksempel å ha vært en viktig forklaring på hvorfor hvitryggspetten har gått kraftig tilbake her (Gjerde et al. 1992). Generelt kan man si at det er gunstig å etterstrebe en høy grad av heterogenitet på ulike skalaer, både innen bestandene og mellom bestandene i skogen.

Konsentrer hensynene

Det er både praktisk i forhold til hogst, og dessuten økologisk gunstig, å konsentrere de hensynene som tas i skogen. "Forsterkning" av reservater eller nøkkelbiotoper gjennom å ta ekstra hensyn i randsonen, kan øke verdien av vernearealer. Variasjon mellom tettere områder for dyr som vil ha skjul og skygge og soleksponerte arealer for dyr som foretrekker dette, er gunstig. Generelt kan den generelle fortettingen som nå foregår på skogarealene i henhold til nasjonal statistikk, utgjøre en trussel for flere av våre rødlistete arter. Som et eksempel viser svenske studier at ca 60% av de rødlistete vedlevende invertebratene som man kjenner habitatkravene til, foretrekker eller er indifferente til soleksponering, mens bare 9 % foretrekker skygge (Berg et al. 1994, Jonsell et al. 1998).

Mere død ved, i varierte former, også i soleksponert terreng

Selv om det er vanskelig å si noe om hvor mye død ved som er tilstrekkelig, er det rimelig klart at naturskogen har langt høyere andel død ved enn de fleste moderne skogområder som har vært i drift. I oppsummeringer av diverse undersøkelser fra naturskog i Fennoskandia ligger dødvedvolumet rundt 30% av stående virke (Linder et al. 1997, Siitonen et al. 2001), mens dagens dødvedmengde i Norge utgjør ca. 10% i forhold til samlet kubikkmasse av stående levende virke i Norge (NIJOS 2001).

En økning i mengden død ved kan skje både gjennom at man tar hensyn i skogbehandlingen og unngår å velte høystubber eller kjøre over læger, og ved at man skaper død ved gjennom bestemte tiltak. Kutting av høystubber er et mye brukt tiltak i Sverige for å øke dødvedmengden under både tynning og sluttavvirkning.

Kanskje den aller største forskjellen mellom dødvedregimet i naturskogen og en moderne skjøttet skog er at det i sistnevnte knapt finnes arealer med store mengder død ved som er soleksponert, slik man fant etter skogbrann eller stormfelling i naturskogen. Slike varme, eksponerte arealer er f.eks. svært viktige for mange rødlistete insekter, og insektene utgjør en stor andel av de skoglevende rødlistete artene. Man kan prioritere å legge slike dødvedrike hogstflater i sør- eller vestvendte skråninger, for å gi et varmest mulig lokalklima.

7 Oppsummering og konklusjoner

Vi har laget terrengmodeller for Østmarka og Nordmarka. Modellene viser fordelingen mellom ulike arealklasser som konvekse områder, flate områder, våte områder og kløfter. Disse kan oversettes til brannklasser dersom det er ønskelig (se **figur 8** og **19-21**), men kan også tilpasses mer naturdynamisk nøytrale enheter. Brannodynamikk-kartet over Østmarka synes rimelig i forhold til eksisterende naturtyper. De samme kriteriene for brannhyppighet gir for store arealer med brannklassen "brenner ofte" i Nordmarka (**figur 19**). Nordmarka har noe rikere geologi, noe mer løsmasser og noe mer nedbør enn Østmarka. Terrengstrukturene er også annerledes. Vi har derfor justert ned kriteriene for brannhyppighet og kombinert disse med forekomst av sydskråning. Som i Østmarka er kløfter beregnet på to romlige skalaer. I Nordmarka har vi også beregnet konveksitet på to romlige skalaer, ut fra en hypotese om at små, konvekse strukturer *innenfor* de grovere terrengformasjoner kunne ha betydning i Nordmarka.

Hvor stor vekt man skal legge på brannodynamikk i Nordmarka er vanskelig å si, da det finnes lite kunnskap om naturlig brannodynamikk i området. Det er ut fra tilgjengelige kunnskap ikke klart om hypotesen som ligger til grunn for brannkartene er holdbar. Kartene bør synfares i felt og gås etter av lokalkjente skogkyndige for å få en indikasjon på om de strukturer som kartet viser, synes rimelige eller ikke. På dette stadiet advares det mot å bruke det finskalige kartet (**figur 21**) så lenge dette viser en stor grad av finskalig nøyaktighet uten at relevansen av disse strukturene er klare med dagens kunnskapsnivå. Vi har ut fra dette laget en mer nøytral legende (**tabell 5**) og supplert analysen med separate filer for en del viktige terrengposisjoner (stup, flak, nordskråning) til hjelp for det videre arbeidet.

Det er ikke uten videre enkelt å se klare sammenhenger mellom terrengmodellen / brannklassene og øvrige datasett som DMK, skoglige data eller miljødata. Årsakene til dette kan være flere: For det første opererer terrengmodellen på en mye mindre romlig skala enn DMK eller bestandsdata, og dette kan maskere mulige sammenhenger. For det andre har hogst påvirket skogbildet gjennom flere tregenerasjoner. Hogst som forstyrrelse kan ha påvirket både treslagssammensetning, skogstruktur / alder, romlig struktur /arrondering og artsinnhold i en annen retning enn det som ville vært tilfellet ved naturlig dynamikk. Det er derfor ikke å forvente at dagens mønstre i skogen matcher terrengklassene spesielt godt. Dessuten er flere datasett mangelfulle ved at ulike metoder er benyttet for ulike arealer.

Terrengmodellen kan "oversettes" til brannklasser, siden skog i ulike terrengposisjoner brenner med ulik frekvens. Dersom man har referansedata på hva som ville være den naturlige fordeling av ulike brannklasser i landskapet, kan man sammenligne antatt historisk brannklassefordeling og resulterende skogtilstand med dagens skogtilstand. En vesentlig utfordring for videre arbeid er å fremskaffe gode referansedata som vi med sikkerhet kan si er relevante for området. Som eksempel på slike data kan nevnes detaljert kunnskap om skoghistorien i ulike deler av området, detaljerte klimadata (uttørking og skyggesideeffekter) og detaljert informasjon om løsmassedekket. Manglende data gjør at en del relasjoner mellom fysiske og biologiske arealegenskaper kan være usikre i våre analyser.

For å styrke kunnskapen om slike forhold og hvordan disse kan utnyttes til relevant modellbygging, vil det være interessant å samle alle tilgjengelige miljødata. Dette inkluderer i tillegg til terreng, bestand, DMK også digitaliserte ortofoto fra 30-tallet og digitaliserte vegetasjonskart. Dette forutsetter at digitalisering av de to siste datakildene blir prioritert. En multivariat numerisk analyse av slik variasjon vil gi grunnlag for sikrere vurderinger knyttet til modellbyggingen.

Det vil også være viktig å gjennomføre feltvalidering av ulike modeller. Dette gjelder generelt og særlig i forhold til egenskaper som terrengposisjon, løsmassedekke, markfuktighet, skoghistorikk og vegetasjon. Slike observasjoner kan gjøre i prøveflater og behandles statistisk. Dette vil kreve relativt omfattende feltarbeid. Praktiske erfaringer og observasjoner av resultatene fra dette prosjektet vil kunne være til god hjelp i et eventuelt oppfølgingsprosjekt.

For å komme videre i arbeidet med en landskapsplan for Nordmarka delen av Oslo kommuneskog, er det nødvendig med en prinsipiell avklaring av hvor mye vekt som skal legges på teorier om brannodynamikk samt sammenhengen mellom antatt brannhyppighet og terrengformasjoner, hvilke referanseverdier som skal legges til grunn, og hvordan kunnskap om brannodynamikk skal utfylle ivaretagelsen av eksisterende miljøverdier på eiendommen. I et sterkt menneskepåvirket område som Nordmarka er det viktig at de biologisk verdifulle områdene som finnes på eiendommen i dag, forsterkes og utvides. En konsentrasjon av miljøtiltak der man mener de gir mest nytte, fremfor å smøre dem tynt utover, kan forsvares ut fra landskapsøkologisk teori og er også trenden i mange nye forvaltningsplaner, som Handlingsplaner for ulike truede arter både i Norge og Sverige. Landskapsbildet på en mer overordnet skala er imidlertid også viktig og det er derfor rimelig å opprettholde en arealdekkende modell som grunnlag for arbeidet med en landskapsplan. Andre tema, som friluftsliv, kultur/skjøtselsbetingede biotoper etc. må også passes inn i en full landskapsplan og vil kunne dra nytte av dette.

8 Referanser

- Angelstam, P. K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. - *Journal of Vegetation Science* 9: 593-602.
- Attiwill, P. M. 1994. The Disturbance of Forest Ecosystems - the Ecological Basis for Conservative Management. - *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal and fungus species in Swedish forests - distribution and habitat associations. - *Conservation Biology* 8: 718-731.
- Blindheim, T. & Korbøl, A. 2005. Biologi- og friluftsverdier innenfor Oslo kommunes skogeiendommer, sammenstilling av data. - Siste Sjanse rapport 2005-9. 37 s.
- Carcaillet, C., Bergman, I., Delorme, S., Hornberg, G. & Zackrisson, O. 2007. Long-term fire frequency not linked to prehistoric occupations in northern Swedish boreal forest. - *Ecology* 88: 465-477.
- Christiansen, J. K., Hegvik, K., Hvithammer, K., Jahr, Å., Kongtorp, J. A. & Nyman, B. L. 2000. Økologisk landskapsplan for Sør- og Østmarka. -. 73 s. Prosjektoppgave i kurset "Nye elementer i bærekraftig skogforvaltning" SEVU-NLH November 2000.
- Dahlberg, A. & Stokland, J. 2004. Vedlevande arters krav på substrat - sammanställning och analys av 3 600 arter. Skogsstyrelsen, Rapport 7-04. -. 75 s.
- de Jong, J. & Almstedt, M. 2005. Död ved i levande skogar. Hur mycket behövs och hur kan målet nås? - Rapport 5413. 110 s. Naturvårdsverket.
- Drakenberg, B. 1994. Ekologisk planering i det ekriska Sydsverige. - Skogsfakta Konferens (Swedish Univ. of Agricultural Sciences, Uppsala) 20: 176-185.
- Eriksson, C., Karlström, P., Oalsson, K. & Harr, P.-E. 1999. Harrsjön. Ekologisk landskapsplan. - SCA FOREST AND TIMBER AB.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. - *Forest Ecology and Management* 94: 89-103.
- Fries, C., Linden, G. & Nillius, E. 1998. The stream model for ecological landscape planning in non-industrial private forestry. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 370-378.
- Gjerde, I., Rolstad, J. & Rinden, H. 1992. Hvitryggspetten på Østlandet: Hekkehabitat og bestandsutvikling sett i forhold til driftsendringer i landbruket. - Rapport fra Skogforsk 15/92: 1-42.
- Groven, R. & Niklasson, M. 2005. Anthropogenic impact on past and present fire regimes in a boreal forest landscape of southeastern Norway. - *Canadian Journal of Forest Research- Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 35: 2719-2726.
- Groven, R., Rolstad, J., Storaunet, K. O. & Rolstad, E. 2002. Using forest stand reconstructions to assess the role of structural continuity for late-successional species. - *Forest Ecology and Management* 164: 39-55.
- Jenness, J. 2006. Topographic Position Index (tpi_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.3a. Jenness Enterprises. Available at: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnstrom, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. - *Biodiversity and Conservation* 7: 749-764.
- Kålås, J. A., Viken, Å. & Bakken, T. 2006. Norsk Rødliste 2006. -. 416 s. Artsdatabanken.
- Korsnäs, U. 1995. Ekologisk landskapsplanering. Vällenområdet. -. 8 s. Upplandsstiftelsen.
- Lindbladh, M., Niklasson, M. & Nilsson, S. G. 2003. Long-time record of fire and open canopy in a high biodiversity forest in southeast Sweden. - *Biological Conservation* 114: 231-243.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. - *Forest Ecology and Management* 98: 17-33.
- Mönkkönen, M. 1999. Managing Nordic boreal forest landscapes for biodiversity: ecological and economic perspectives. - *Biodiversity and Conservation* 8: 85-99.
- NIJOS. 2001. Resultatkontroll Skogbruk og miljø. Rapport 1998 og 1999. -. 51 s. Norsk institutt for jord-og skogkartlegging, Ås.
- Niklasson, M. & Drakenberg, B. 2001. A 600-year tree-ring fire history from Norra Kvills National Park, southern Sweden: implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. - *Biological Conservation* 101: 63-71.

- Niklasson, M. & Nilsson, S. G. 2005. Skogsdynamik och arters bevarande : bevarandebiologi, skogshistoria, skogsekologi och deras tillämpning i Sydsveriges landskap. - Studentlitteratur.
- Ohlson, M. & Tryterud, E. 1999. Long-term spruce forest continuity - a challenge for a sustainable Scandinavian forestry. - *Forest Ecology and Management* 124: 27-34.
- Petterson, B. 1999. ELP - Handledning för ekologisk landskapsplanering inom Stora Enso Skog. - Håndbok. 39 s. Stora Enso, Falun.
- Rolstad, J. 2007. ØKOLOGISK LANDSKAPSPLAN FOR ØSTMARKA (OG SØRMARKA) - en faglig vurdering. - Oppdragsrapport fra Skog og landskap 03/2007
- Rolstad, J., Gjerde, I., Gundersen, V. S. & Saetersdal, M. 2002. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. - *Conservation Biology* 16: 253-257.
- Rülcker, C., Angelstam, P. & Rosenberg, P. 1994. Ekologi i skoglig planering. -. 47 s. SkogForsk, Oskarshamn.
- SCA Skog AB. 2001. Ekologiska landskapsplaner för SCAs skogar: Brosjyre, 6 s.
- Siitonen, J., Penttilä, R. & Kotiranta, H. 2001. Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. - *Ecological Bulletin* 49: 231-242.
- Silva Fennica* 36(1). 2002. Disturbance Dynamics in Boreal Forests.
- Sundberg, L. 1996. Råneälven. Ekologisk landskapsplan. - SCA FOREST AND TIMBER AB.
- Sverdrup-Thygeson, A., Borg, P., Lie, M. 2002. Landskapsøkologi i boreal skog. En sammenstilling av studier innen økologi og friluftsliv med relevans for landskapsøkologisk planlegging i norsk skogbruk. -. 183 s. NORSKOG og Prevista, Oslo.
- Sverdrup-Thygeson, A., Lie, M. H., Bergsaker, E. & Borg, P. 2002. Landskapsplan i skogbruket - en veileder i landskapsplanlegging. -. 16 s. NORSKOG & Prevista, Oslo.
- Trømborg, E. & Groven, R. 2000. Landskapsplan for Flishøgda fondsskog. -. 23 s. Ressursdata, Kongsberg.
- Wallenius, T., Kuuluvainen, T., Heikkilä, R. & Lindholm, T. 2002. Spatial tree age structure and fire history in two old-growth forests in eastern Fennoscandia. - *Silva Fennica* 36: 185-199.
- Zackrisson, O. 1997. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. - *Oikos* 29: 23-32.

NINA Rapport 484

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2056-9



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no