

En sammenfatning om økologiske konsekvenser av
økt uttak av hogstavfall

A survey of the ecological consequences of the
increased extraction of logging residues

Tuyet Lan Phan

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
Institutt for naturforvaltning
Masteroppgave 30 stp. 2011



En sammenfatning om økologiske konsekvenser av økt uttak av hogstavfall

**A survey of the ecological consequences of the increased extraction of
logging residues**

Forord

Masteroppgaven er utarbeidet ved Universitetet for Miljø- og Biovitenskap (UMB) og er skrevet innenfor fagfeltet bioenergi. Oppgaven er på 30 studiepoeng, og avslutter et studium som leder til tittelen Master i fornybar energi.

Studien er en del av prosjektet «Økologiske virkninger av økt biomasseuttak fra skog i Norge» (ECOBREM). Skog og landskap ønsker å benytte studien som et grunnlag for utarbeidelse av retningslinjer for bærekraftig uttak av hogstavfall under norske forhold, og samtidig forutsi de mest aktuelle områdene i Norge for økt biomasseuttak basert på dagens kunnskap.

Hovedveileder har vært Jon Anders Frank (Institutt for Naturforvaltning), og Nicholas Clarke (Skog og landskap) har fylt rollen som medveileder. Jeg ønsker å takke dem begge for førsteklasses veiledning. Samtidig ønsker jeg å rette en stor takk til Torkel Guttormsen, og spesielt Jon Martinsen Strand, for korrekturlesing.

Ås, Desember 2011

Tuyet Lan Phan

Sammendrag

Mange nordiske land har et mål om å øke andelen av fornybar energi i deres totale energisammensetning. Bruken av hogstavfall fra heltreuttak (HTU) er en vanlig praksis i Sverige og Finland. I Norge har tiltaket blitt testet og er fortsatt under testing. Det forventes at tiltaket kommer til å øke betydelig i Norge de neste 10-20 årene. For at Norge skal kunne oppnå sin målsetning om reduserte klimagassutslipp og forpliktelser i henhold til Kyotoprotokollen og EU (20-20-20 målet), er nasjonale og internasjonale rammebetingelser og virkemidler viktige. Målet om å øke bruken av bioenergi i Norge med inntil 14 TWh innen 2020 vil øke behovet for biomasse fra skogen, og det er hogstavfallet i form av GROT (greiner og topper) som blant annet gir nye satsingsmuligheter på bioenergi (i hvert fall i nærmeste framtid).

Denne oppgaven har tatt sikte på å sammenfatte eksisterende kunnskap om de generelle økologiske effektene ved høsting av greiner og topper fra granskog, dvs. påvirkninger på tilførselen av næringsstoffer og organiske materialer i jorda, så vel som på biomangfoldet (insekter og bunnvegetasjon), overflatevann (buffersone), foryngelse og skogproduksjon.

Denne oppgaven bygger på nasjonale og internasjonale utredninger og anbefalinger fra boreale og tempererte land som har et mer eller mindre likt klima og skogsmiljø som Vest- og Øst-Norge (dvs. land som Sverige, Storbritannia, Canada, USA, Finland og Irland). Resultatene er blitt satt opp mot hverandre, og blitt drøftet og vurdert for å se om de kan gi grunnlag for å lage en modell hvor HTU kan utføres på en økologisk forsvarlig måte. I tillegg kan resultatene brukes til å produsere anbefalinger for en bærekraftig forvaltning av den norske skogen.

Det ble funnet at siden en stor del av næringsstoffene i trærne er i nåler og greiner, vil fjerning av GROT ved HTU redusere tilførselen av næringsstoffer og organisk materiale til jorda. Kjøreskader ved terrengtransport kan være med på å øke tapet av næringsstoffer ved jorderosjon. På lang sikt kan disse påvirkningene øke risikoen for fremtidig ubalanse i jordas næringsinnhold og dermed kunne redusere skogproduksjonen, samt medføre endringer i artssammensetning og biologisk mangfold (BM) i skogen. Omfanget av disse prosessene vil variere med jordtype og klimatiske forhold. Foreløpig er det lite kunnskap om hvilke faktorer som bestemmer de kontrasterende effektene funnet i felteksperimenter med økt biomasseuttak, eller hvordan variasjon i de kontrollerende faktorene vil påvirke den langsiktige bærekraften i området. Det blir også argumentert for at norske anbefalinger må sees i tråd med internasjonale anbefalinger for å se hva som må utdypes mer ut i fra de eksisterende retningslinjene.

Det ble konkludert med at de eksisterende norske retningslinjer samsvarer med flere av de utenlandske retningslinjene for effektkategoriene *buffersonen* og *biologisk mangfold*. For effektkategoriene *terrengskader*, *næringstap* samt *næringstilførsel* trengs dog utfylling

Summary

Many Nordic countries have a goal of increasing the share of renewable energy in their overall energy mix. The use of logging residues from whole-tree harvesting (WTH) is a common practice in Sweden and Finland. In Norway, the method has been tested and is expected to increase significantly over the next 10-20 years.

If Norway is going to achieve its goal of reducing greenhouse gas emissions and commitments under the Kyoto Protocol and the EU (20-20-20 goals), national and international frameworks and instruments are important. The goal of increasing the use of bioenergy in Norway with up to 14 TWh by 2020 will increase demands for biomass from the forest, and it is the logging residues in the form of brash which have the greatest potential to provide new investment opportunities in bioenergy.

This study will survey existing knowledge on the overall effects of harvesting of the branches and tops of Norway spruce, i.e impacts on the supply of nutrients and organic matter in soil, as well as on biodiversity (insects and ground vegetation), surface water (the buffer zone), regeneration and forest production.

This literature study is based on national and international studies from the boreal and temperate countries that have more or less the same climate and forest environment as West and East Norway (i.e countries like Sweden, Britain, Canada, USA, Finland and Ireland). The recommendations from these countries have been compared, discussed and evaluated to see if they can help to create a model in which WTH can be performed in an ecologically appropriate manner. The results can also be used to produce recommendations for the sustainable management of the Norwegian forests.

Since a large proportion of the tree's nutrients are in the needles and the branches, removal of brash by WTH reduces the supply of nutrients and organic matter to the soil. Terrain damage can also increase the loss of nutrients by soil erosion. In the long term this may increase the risk of future imbalance in soil nutrient content, and thus reduce forest production, as well as cause changes in species composition and biodiversity in the forest. The scope of these processes will vary with soil type and climatic conditions. Currently, little is known about the factors that determine the contrasting effects found in field experiments on increased biomass removal, or how variation in the controlling factors will affect the long-term sustainability of the area. It is also argued that the Norwegian recommendations must be considered in line with international recommendations to see what needs to be elaborated more on the basis of the guidelines that exist.

The Norwegian policies are found to be in line with the guidelines of the countries of comparison regarding the buffer zone as well as biodiversity, but guidelines regarding terrain damage, loss of nutrients and fertilization need complementation.

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Sammendrag	3
Summary	4
1. Innledning	6
1.1 Hensikt og omfang	7
2. Bakgrunn	8
2.1 Skogen på Vestlandet og Østlandet	10
2.2 To ulike hogstformer	12
3. Miljøpolitikken som bakgrunn for bioenergisatsing	15
3.1 Rammebetingelser for et bærekraftig skogbruk	15
3.2 Sertifiseringsordninger	16
3.3 Fornybardirektivet (2009/28/EC)	18
4. Økologiske konsekvenser ved heltreuttak	20
4.1 Næringsforsyning og næringsstoffer i jorda	20
4.1.1 Skogsjordas og trærnes karbonbinding	24
4.1.2 Nitrogen (N) og ulike nitrogenoksider NO_x (NO, NO_2) og N_2O	27
4.1.3 Fosfor (P)	30
4.1.4 Kationer og anioner	30
4.1.5 Aske og tungmetaller, samt nitrogentilføring	33
4.2 Foryngelse og produksjon	40
4.3 Terrengtransport og kjøreskader	42
4.4 Skogbruk og vann	45
4.5 Biologisk mangfold (insekter og bunnvegetasjonen)	49
5. Eksisterende anbefalinger	54
6. Diskusjon	62
6.1 Terrengtransport og kjøreskader	62
6.2 Buffersone	65
6.3 Biologisk mangfold	65
6.4 Næringsbalanse	66
6.5 Asketilbakeføring	69
7. Konklusjon	75
8. Referanser	76

1. Innledning

Bioenergi er energi som er blitt utvunnet, direkte eller indirekte, fra organiske materialer (biomasse), og omfatter en rekke råstoffer og co-/biprodukter, for eksempel skogsavfall og annet biologisk avfall.

Fossil biomasse er ikke regnet som bioenergi. Bioenergi er karakterisert som fornybar, men sammenlignet med fossilt brensel har bioenergi et mye lavere energiinnhold i forhold til vekt og volum, og dermed kan bruken av biomasse være dyrere. Økt fokus på teknologiutvikling og økt bruk av bioenergi kan føre til at bioenergi kan bli et kostnadseffektivt klimatiltak.

Hovedsakelig brukes biomasse til produksjon av varme. Mye av denne biomassen kommer fra trebasert biobrensel, slik som industrielle biprodukter, hogstavfall (greiner og topper - GROT), tynningsvirker og massevirker, som flises opp til bruk i store fyringsanlegg i sentrale eller lokale oppvarmingssystemer.

Energiressursen har blitt brukt helt siden menneskene brukte ved som brenselstoff til matlaging og oppvarming. I dag benyttes biomasse til en rekke formål, som for eksempel fôr, byggematerialer, papir, foredling av diverse kjemikalier, og biobrenselbruken dekker tilnærmet 15 % av energibehovet i verden (Hohle, 2005). Følgelig kan bruken av biomasse som energiformål komme i konkurranse med andre sektorer.

I løpet av de siste 80 årene har det foregått en aktiv skogskjøtsel i Norge. Som et resultat av dette har norske skoger i perioden 2003 til 2007 tatt opp over 25 millioner (mill.) tonn CO₂ i året (Økstad, 2010). Det meste av denne skogen har nådd den mest produktive fasen, slik at opptaket vil bli lavere framover (Økstad, 2010). For å øke opptaket må det derfor hogges og plantes ny skog.

Bioenergi er blitt sett på som svært miljøvennlig og kan bidra til å øke sysselsettingen og verdiskapingen i lokalsamfunnet. Av den grunn har prioriteringen av bioenergi som en satsingsmulighet økt, og er blitt inkludert i myndighetenes planer for fremtiden. Blant annet har Landbruks- og matdepartementet (LMD) bioenergi som et høyt prioritert område. I departementets Bioenergiprogram og St.meld. nr. 39 (2008-2009) «Landbrukets klimamelding - landbruket en del av løsningen» er bioenergi beskrevet som et satsingsområde med GROT som råstoff.

En annen grunn til at bioenergisatsingen øker i Norge, er landets forpliktelser i henhold til de internasjonale avtalene. EUs 20-20-20 mål legger opp til at medlemslandene skal tenke mer fornybar energi, og at bruken av energien skal være mer effektiv slik at landene klarer å redusere utslippene sine til et nivå som er ønskelig (Energinorge, 2010). Bioenergi kommer derfor til å spille en veldig sentral rolle i norsk energipolitikk i årene framover. Store mengder fornybar energi skal bygges ut, og mye av denne energien vil bli distribuert i form av fjernvarme.

Bruken av skogen til biobrensel har sine ulemper. Økt bruk av GROT kan føre til endringer av de naturlige områdene, og skogen som økosystem kan komme i ubalanse. Tar

man ut mye GROT, tar man også ut mye av næringsmengden som naturlig er i området (Hanssen, 2010). Tar man ut mer næring enn det hogstfeltet kan tåle, vil det kunne oppstå næringsmangel. Mangel på næring kan føre til at trær med alder mellom 20 til 40 år kan få veksthemninger, og virkeproduksjonen blir dårlig.

For å kompensere næringstapet kan det tenkes at asken fra biobrenselet blir tilbakeført til skogen, eventuelt kombinert med handelsgjødsel. Men i hvor stor grad dette kan la seg gjøre i praksis er avhengig av mange faktorer, blant annet sammensetningen av stoffene og hvor stor dose det vil være av disse.

Konsekvensene av bruken av heltreuttak (HTU) er per i dag fortsatt en «upløyd mark» i norsk forstand. Selv om det har vært mye fokus og forskning rundt konsekvensene av bioenergi, utgjør den oppnådde kunnskapen bare en liten del av det som er nødvendig. Vi har dermed en del store kunnskapshull som må dekkles.

1.1 Hensikt og omfang

Formålet med denne studien har vært å avklare hvilke konsekvenser og ringvirkninger økt høsting av GROT ved HTU kan påføre granskogens økosystem. For å gjøre oppgaven skarper definert er utredningen begrenset til å omfatte generelle konsekvenser av følgende effektkategorier:

- tap og tilbakeføring av næringsstoffer til skogsjorda (nitrogen og nitrogenforbindelser, fosfor, anioner og kationer, handelsgjødsel og askespredning)
- skogsjordas og trærnes karbonlagring
- terrengtransport og kjøreskader
- skogbruk og vann (buffersone)
- foryngelse og produksjon
- biologisk mangfold (BM) (insekter og bunnvegetasjon)

Litteraturstudien har som mål å identifisere hvilke anbefalinger eller retningslinjer innenfor effektkategoriene som bør utdypes mer i forhold til de som allerede finnes. Eksisterende anbefalinger fra andre passende land vil bli brukt som grunnlag for å besvare dette spørsmålet. Nasjonale anbefalinger skal sees i lys av internasjonale regler og retningslinjer, der land som har drevet spesielt mye med HTU vil bli vektlagt. Dette vil bli satt i sammenheng med de to forsøksfeltene til ECOBREM som ligger på Østlandet og Vestlandet.

2. Bakgrunn

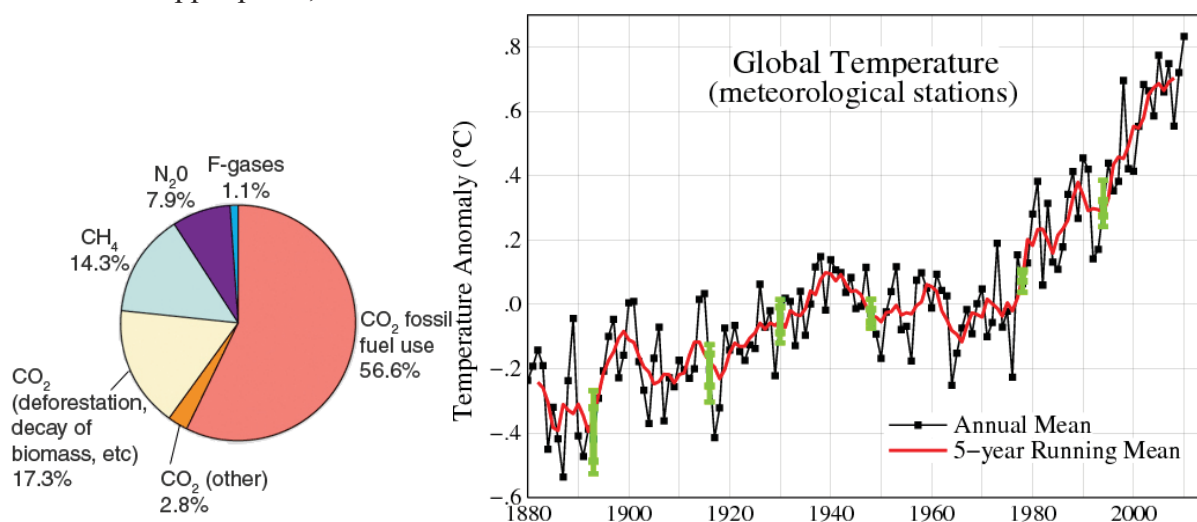
«Menneskelig framgang skjer ikke automatisk og er heller ikke en selvfølge. Vi står nå overfor den kjensgjerning at i morgen er i dag. Vi står ansikt til ansikt med øyeblikkets krav om handling. I livets og historiens gåtefulle gang er det mulig å handle for sent ... Vi kan rope i fortvilelse på tiden at den må ta det med ro, men tiden hører ikke på bønner, den bare haster videre. Over de bleke ben og levninger av mange sivilisasjoner står de patetiske ord skrevet: For sent».

Martin Luther King Jr. i Kaos eller fellesskap.

Slik lød innledningen av FNs utviklingsprogram (The United Nations Development Programme, UNDP) sin «Human Development Report 2007/2008 - Kampen mot klimaendringene: solidaritet mellom mennesker i en splittet verden». Deres budskap var at «vi står ansikt til ansikt med øyeblikkets krav om handling i forbindelse med en krise som knytter sammen dagen i dag og morgendagen. Denne krisen er nemlig klimaendringene.» (UNDP, 2007).

Jordas klima har opp gjennom tiden forandret seg, og er fortsatt under endring. Klimaendringene kan være et resultat av de naturlige kreftene som påvirker jorda til vanlig, slik som forandringer i mengden solinnstråling, endringer i jordas bane rundt solen, og vulkanutbrudd (Cicerio, 2011). Endringene kan også ha sitt fotfeste i menneskelige aktiviteter, og har mer eller mindre en ting til felles: at de forårsaker ubalanse i CO₂-kretsløpet, noe som oftest vil ha påvirkning på oss alle, men med variasjon fra sted til sted.

Figur 1 viser globale utslipp av klimagasser i 2004, hvor fossile brenslers utgjør det største utslippet på 56,6 %.



Figur 1 (venstre). Globale utslipp av klimagasser i 2004 (figur: U.S. environmental protection agency, 2011. Kilde: IPCC, 2007a). **Figur 2 (høyre).** Global middeltemperatur, 1880-2000, med 1951-1980 som «base period» (GISS, 2011). Usikkerhets stolpene (95% konfidensintervall) er vist for både årlig og fem års middeltemperatur.

Siden den industrielle revolusjonen på 1800-tallet, har den atmosfæriske

konsentrasjonen av klimagasser økt betraktelig (IPCC, 2007a). Endringene er blitt veldokumenterte over hele verden, og kommer til uttrykk gjennom for eksempel at klimaet kan bli varmere, våtere, tørrere og villere. Vann, en livsviktig faktor for alt liv på jorda, er fra tidligere av skjevt fordelt. Men med den økte jordtemperaturen vil fordelingen bli enda skjevere, og i tiden fremover vil antallet mennesker i verden som lider av vannmangel øke dramatisk. I FNs klimapanel (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) sin fjerde hovedrapport (IPCC, 2007a) slås det fast at kloden vår er i ferd med å varmes opp, og at det er de menneskeskapte klimagassutslippene som er hovedårsaken til klimaendringene. Klimautfordringene er store. Dersom vi skal klare å forberede oss på å takle utfordringene, kreves det felles innsats fra klodens mennesker. Både lokalt og regionalt.

Som et resultat av FNs klimapanel ble det gjennomført en del nasjonale og internasjonale forhandlinger. Klimakonvensjonen og Kyotoprotokollen ga industrialiserte land forpliktelsen å redusere deres klimagassutslipp, slik at nivået kommer ned på 1990-nivået innen 2012. I Norge la regjeringen blant annet fram Stortingsmelding nr. 34 (2006-2007) *Norsk klimapolitikk* (Klimameldingen), som skulle være grunnlaget for regjeringens prioriteringer av tiltak innen ulike sektorer, inkludert skogbruk og jordbruk, og tiltak som skal innarbeides i norsk klimapolitikk (Klif, 2010).

Utslipp og opptak av klimagasser i skog er en viktig del av det norske klimagassregnskapet, men dessverre har skogens alderssammensetning ført til at skogen nådde sitt høyeste nivå av karbonnettoopptak i perioden 2003-2007 (Klif, 2010). Dette har ført til at det årlige nettoopptaket har avtatt i de senere årene. Tanken på økt hogst og skjøtsel av skog har aldri vært mer kurant. Det potensielle ressursgrunnlaget for økt bruk av bioenergi ligger hovedsakelig i skogen, men store ressurser kan også hentes fra sektorene jordbruk og avfall (husholdning og næring) (Kanenergi, 2006). Siden de to siste sektorene har lite omfang i Norge, sammenlignet med skogsektoren, blir de ikke tatt med videre i oppgaven.

Tabell 1. Potensielle ressurser til bioenergiformål i Norge (Kanenergi, 2006).

Brensel	Praktisk potensial for ulike typer biobrensel(TWh)
Skogsbrensel	12,0-16,0
Bark, treforedling	0,1
Flis fra trelastindustri	3,7
Flis fra møbel - og trevareindustri	0,5
Husholdningsavfall	1,5
Treavfall (bl.a bygg og anlegg)	0,5
Halm- og kornavrens	2,5
Deponigass	0,3
Annen biogass	0,8
Sum biobrensler i Norge	22,0-26,0

Som en oppfølging i forhold til Klimameldingens sentralt mål om «å sikre målrettet og koordinert virkemiddelbruk for økt utbygging av bioenergi med inntil 14 TWh innen 2020»,

la Olje- og energidepartementet (OED) fram Regjeringens bioenergiestrategi - *Strategi for økt utbygging av bioenergi* (2008). Strategien gikk ut på å gjennomføre en gradvis økende utbygging av fjernvarme og lokale varmesentraler, noe som vil medføre økt uttak av greiner og topper (GROT) og annet skogsavfall (Regjeringens bioenergiestrategi, 2008). På kort sikt kan man si at bioenergi hovedsakelig blir brukt til oppvarmingsformål, eventuelt kombinert med kraftproduksjon Combined Heat and Power - CHP). I det lange løp med ny teknologi kan man forvente stor utbredelse av 2.generasjons biodrivstoff.

2.1 Skogen på Vestlandet og Østlandet

Høsting av hogstavfall vil være av størst interesse i granskog (*Picea abies*), siden gran har større biomasse i form av greiner og nåler enn for eksempel furu (*Pinus sylvestris*) eller bjørk (*Betula* spp.). De to forsøksfeltene for case studiene til ECOBREM er plassert på Vestlandet (Voss i Hordaland) og på Østlandet (Gaupen i Hedmark). Det var flere kriterier som ble brukt ved utvelgelsen av lokalitetene. Noen var rent praktiske (for eksempel en velvillig skogeier som skulle hogge da prosjektet trengte det), mens andre var for i å størst mulig grad kunne sammenligne de to feltene (naturlige granflater på mineraljord) (Clarke, pers. med.).

Tabell 2 er basert på Larsson & Hylen (2007) sin versjon av den 8. Landskogstakseringen (2000-2004). Vi kan blant annet se at 97 % av den årlige tilveksten skjer på produktivt skogareal, og bare 2 % kommer på uproduktiv skog (1 % på annet areal). Produktivt skogareal er et skogareal som i gjennomsnitt per år kan produsere mer enn 0,1 m³ trevirke per dekar (daa) ved gunstige bestandsforhold (SSB, 2009).

Gran er det viktigste treslaget i Norge. «Terrenget i Norge gir skogbruket store utfordringer. Kostnadene ved å føre fram virke varierer med hvordan terrenget begrenser skogsdrift og nødvendiggjør bygging av adkomstveier. I tillegg vil det ofte være nødvendig med spesielt utstyr for å drive fram tømmer i bratt lende. Lønnsomheten ved drift i bratt terreng kan derfor være betydelig redusert» (Larsson & Hylen, 2007).

Det som er nyttig å vite om Vestlandet og Østlandet i denne sammenheng er at «andelen av produktivt skogareal på **Østlandet** (kolonne 1 (tabell 2) Østfold, Akershus/Oslo og Hedmark) er størst sammenlignet med Vestlandet. Nær 80 % av arealet i kolonne 1 har mindre enn 20 % helning, og bare 6 % har helning på 33 % eller mer. Ut ifra dette er det svært gode driftsforhold. Østlandet har forholdsvis lite areal med bratt terreng, men i de øvre dalførene opp mot fjellkjeden kan terrenget ha mye til felles med Vestlandet.

Vestlandet har minst produktiv skog, men andelen av skogbruksmark i de høye bonitetsklassene pluss andelen areal i hogstklasse 1 er størst i Vestlandsfylkene» (Larsson & Hylen, 2007). Vestlandet har relativt små arealer med gammel skog. Dette skyldes for det første en omfattende skogreising som har gitt store arealer med ungskog, og også store lauvarealer som har vanskelig for å nå så høye aldre av naturlige årsaker (Hobbelstad et al., 2004). «På Vestlandet har hele 27 % av arealet en helning på mer enn 50 %. Av

Vestlandsfylkenes areal i hogstklasse 5 har 36 % terrenghelning på mer enn 50 % og bare 13 % har helning under 20 %. Under slike forhold er vanlig skogsdrift ofte vanskelig og eventuell tømmerdrift medfører store ekstrakostnader» (Larsson & Hysten, 2007).

Tabell 2. Forskjellen på Vestlandet og Østlandet (Larsson & Hysten, 2007). Østlandet består av kolonne 1 og 2, og Vestlandet består av kolonne 3.

	Østfold, Oslo,	Akershus, Hedmark	Oppland, Vestfold	Buskerud,	Rogaland, Sogn og F,	Hordaland, Møre og R	Hele Norge	
(1000 ha)	Areal	%	Areal	%	Areal	%	Areal	%
Produktiv skog	1948	53	1485	35	965	16	7624	28
Uproduktiv skog	131	4	208	5	267	5	1712	6
Bonitet 6	140	7	153	11	89	10	810	11
Bonitet 8	449	24	401	28	223	24	2132	29
Bonitet 11	466	25	340	24	266	28	1856	25
Bonitet 14	418	22	276	19	161	17	1411	19
Bonitet 23-26	35	2	24	2	47	5	124	2
Hogstklasse I	53	3	59	4	87	9	295	4
Hogstklasse V	553	29	487	34	327	35	2618	35
Terrenghelning (1000 ha)	Areal	%	Areal	%	Areal	%	Areal	%
<20 % hgt.kl IV	294	82	163	55	61	27	800	52
<20 % hgt.kl V	424	77	252	52	44	13	1149	44
33-49 % hgt.kl IV	16	5	38	13	62	27	233	15
33-49 % hgt.kl V	41	7	71	15	85	26	456	17
>= 50 % hgt.kl IV	2	0	17	6	57	25	158	10
>= 50 % hgt.kl V	8	1	42	9	25	36	366	14
Volum (1000 m3)	Volum	%	Volum	%	Volum	%	Volum	%
Gran u.b. (1000 m3)	1000 490	52	84 094	57	21 531	25	305 031	46
Furu u.b (1000 m3)	70 546	37	40 190	27	31 844	36	211 148	32
Tilvekst (1000 m3)*	Tilvekst	%	Tilvekst	%	Tilvekst	%	Tilvekst	%
Produktiv skog	7667	99	5528	98	3463	97	24764	97
Uproduktiv skog	62	1	95	2	95	3	621	2

* Tilvekst i trebevokst myr er blitt tatt med i beregningen.

Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (tidligere NIJOS, men som nå er en del av Skog og landskap) (Esser & Nyborg, 1992) har undersøkt hvordan jordsmonnsutviklingen og jordkjemi i norsk barskog varierer mellom ulike regioner. «Jordsmonnsutviklingen i norsk barskog bærer preg av et kjølig klima, relativt unge avsetninger og store variasjoner i topografi og opphavsmateriale. Den dominerende jordsmonndannende prosessen er podsolisering som innebærer en omfordeling av jern, aluminium og organisk materiale [...]. Tilstrekkelige mengder nedbør og et opphavsmateriale som er relativt fattig på plantenæringsstoffer er, i tillegg til et kjølig klima, forhold som favoriserer podsoliseringsprosessen [...]. Hvis jorddybde og

dreneringsforhold er tilstrekkelige, vil podsoliseringsprosessen bli sterk nok til at de fleste profil blir klassifisert som podzol. Dette ser vi blant annet av fordelingen etter orden for Vestlandet hvor podzol, organic og regosol utgjør 86 % av profilene mens brunisol utgjør bare 10 %, som er under landsgjennomsnittet» (Esser & Nyborg, 1992). Tabellen under viser fordelingen av jordprofilene fylkesvis i Norge.

Tabell 3. Profilantall fordelt fylkesvis i Norge (Esser & Nyborg, 1992). Tallene i parentes er prosentfordelingen.

Fylke	Podzol	Brunisol	Regosol	Gleysol	Organic	Nonsoil	Total
Østfold	18 (47)	6 (16)	2 (5)	2 (5)	7 (19)	3 (8)	38
Oslo/Akershus	18 (69)	3 (12)	1 (4)	0 (0)	4 (15)	0 (0)	26
Hedmark	63 (34)	51 (28)	12 (7)	22 (12)	32 (17)	3 (2)	183
Oppland	42 (53)	17 (21)	2 (2)	8 (10)	10 (13)	1 (1)	80
Buskerud	38 (50)	12 (16)	6 (8)	6 (8)	12 (16)	2 (2)	76
Vestfold	2 (33)	1 (17)	0 (0)	0 (0)	3 (50)	0 (0)	6
Telemark	34 (37)	16 (37)	20 (21)	7 (7)	10 (11)	7 (7)	94
Aust-Agder	28 (56)	7 (14)	4 (8)	1 (2)	10 (20)	0 (0)	50
Vest-Agder	18 (52)	5 (14)	5 (14)	1 (3)	6 (17)	0 (0)	35
Rogaland	4 (50)	0 (0)	2 (25)	0 (0)	2 (25)	0 (0)	8
Hordaland	10 (45)	1 (5)	6 (27)	0 (0)	5 (23)	0 (0)	22
Sogn og Fjord	12 (52)	3 (13)	2 (9)	2 (9)	4 (17)	0 (0)	23
Møre og Romsd	9 (50)	3 (17)	2 (11)	1 (5)	3 (17)	0 (0)	18
Sør-Trøndelag	40 (55)	6 (8)	6 (8)	7 (10)	13 (18)	1 (1)	73
Nord-Trøndelag	48 (50)	5 (5)	13 (14)	8 (8)	21 (22)	1 (1)	96
Nordland	26 (54)	8 (17)	5 (10)	5 (10)	3 (6)	1 (2)	48
Troms	8 (50)	3 (19)	0 (0)	1 (6)	4 (25)	0 (0)	16
Finnmark	7 (47)	6 (40)	0 (0)	2 (13)	0 (0)	0 (0)	15
Hele landet	425 (47)	153 (17)	88 (10)	73 (8)	149 (16)	19 (2)	907

«Når det gjelder podzol ser en at Hedmark og Telemark skiller seg ut med en podzolandel på henholdsvis 34 % og 37 % [...], noe som kan forklares ut i fra en generelt svakere podsolisering i store deler av fylket» (Esser & Nyborg, 1992). «På Vestlandet dominerer podsol med lavt næringsinnhold. På Østlandet er podsol næringsrikere» (Jackson, 2011). Jordsmonnet på Østlandet inneholder mer brunjord enn på Vestlandet. Brunjord er mye mer næringsrik enn podsol, noe som kan forklare den store tilveksten av produktiv skog på Østlandet (se tabell 2).

2.2 To ulike hogstformer

Biobrensel har ofte ikke store kvalitetskrav sammenlignet med tømmerstortimenter som brukes i sagbruket og papirindustrien. Fordi de fleste trærne kan brukes til bioenergiformål vil åpen hogstform (flatehogst eller frøtrestilling) trolig være den mest lønnsomme måten å høste biobrenselet på, siden høstingen blir ofte gjort sammen med avvirkingen av tømmer til andre formål. Av det produktive skogarealet, er granskog den dominerende skogtypen. Granskogene er ofte ensartete, flatehogst vil derfor være den vanligste avvirkningsformen i disse skogene.

Ved satsing på økt utnyttelse av skog til energiformål vil best tilgjengelig teknologi (best available technology - BAT) være med på å bestemme utviklingen av verdikjedene for biobrensel. Det som kan være mest økonomisk optimalt ved høsting av biobrensel er dagens høyt mekaniserte system, det vil si hogstmaskinen som ikke bare feller, kvister og kapper trevirket, men som også sorterer de ulike tredelene (Bjørnstad & Norheim, 2007).

I dag blir tømmersortimentene tatt ut av skogen ved hjelp av hogstmaskinen ved konvensjonell hogst (KH). Under KH blir stammene fjernet, mens greiner med nåler blir liggende igjen utover hogstflata slik at næringsstoffene blir frigjort og går tilbake til jorda. En økt satsing på biobrensel vil føre til at hogstmaskinen kan sortere virket inn i enda et sortiment, nemlig GROT. Denne måten å ta ut virket på kalles for heltreuttak (HTU). Ved HTU vil stammene bli fjernet straks, mens topper og greiner blir samlet i hauger på hogstflata og fjernes om høsten til bioenergiformål. En stor andel av trærnes næringsstoffer fjernes dermed fra hogstflata, selv om en del nåler (ca. 30 %) faller av under lagringen på sommeren (Helmisaari et al., 2011).

I forhold til svensk og finsk bruk av HTU har metoden vært lite brukt i britisk skogbruk, men i det siste tiåret har interessen for denne type høsting økt av en rekke grunner. Blant annet vil det være lettere å få til foryngelsen, samt at metoden er mer økonomisk, raskere og enklere enn KH, pluss at det er mulighet for å fjerne hogstavfall for markedsføring som drivstoff eller biobrensel (Nisbet et al., 1997).

I motsetning til åpen hogst velges det i lukket hogst (skjermstillingshogst og bledningshogst) selektivt de ønskede trærne som har høyest potensiell verdi. Den siste måten å avvirke på er vanligvis dyrere og tar ofte lengre tid å gjennomføre. Lukket hogst passer best til vanlig tømmeravvirking hvor målet er å ta ut de fine og grove trærne. Fordelen med lukket hogst er at metoden kan gi mindre belastninger på miljøet. Siden få trær blir tatt ut om gangen vil kronetettheten fortsatt bli opprettholdt, og mikroklimaet vil dermed ikke bli påvirket i like stor grad som under åpen hogst.

Stubbebryting og **tynningsvirke** kan være andre alternativer for å øke biomasseuttaket. Allerede på begynnelsen av 1900-tallet viste G. Lundberg stubbens potensial for energiframstilling, og senere på 70- og 80-tallet drev man med undersøkelser for å øke råvaremengden til celluloseframstillingen (Energimyndigheten, 2007).

Dagens stubbebrytingsteknikk skiller seg ikke så meget ut fra den tidligere brukte teknikken. Den store forskjellen mellom før og nå er at man har tatt mer hensyn til miljøet, og dermed vil ikke mange steder være aktuelle for gjennomføring av stubbebryting. Grunnet økonomisk sårbarhet og uvitenheten om miljøkonsekvensene er stubbebryting ikke et utbredt fenomen i Norge. Til tross for det har uttak av stubber til energiformål blitt startet opp i Østerdalen. Med gode støtteordninger kan det tenkes at stubbebryting vil bli et stort satsingsområde i framtiden. Men siden stubbebryting per i dag, med unntak av Østerdalen, er svært lite aktuelt, vil stubbebryting ikke bli vektlagt videre i denne oppgaven.

I ungskogspleie og tynning av bestander fristilles det framtidstrær slik at disse trærne får

mindre konkurranse. På grunn av biologiske, økonomiske og tekniske faktorer bør virket etter ungskogspleien bli liggende i skogen. Tynning, som blir utført mye senere enn ungskogspleie, kan gi nyttbare volumer. Det er først og fremst ved førstegangstynning at det er aktuelt å produsere flis til bioenergi, og man kan med dette øke energiproduksjonen med rundt 3,5 TWh/år (Hamnaberg et al., 2010). Med forutsetningen om at tiltaket er økonomisk lønnsomt og inngrepet ikke er for stort, kan tynningsvirket brukes som biobrensel.

3. Miljøpolitikken som bakgrunn for bioenergisatsing

I kampen mot klimatrusslene har Norge satt ambisiøse mål for å redusere utslippene av klimagassene. I Klimameldingen la regjeringen frem en vurdering av klimapolitikken, og framtidens målsetning for en økt bærekraftig klimapolitikk. I 2007 foreslo Regjeringen at «Norge innen 2012 skal oppfylle sine forpliktelser og redusere utslippene med 9 % i forhold til 1990. Videre har regjeringen foreslått at Norge fram til 2020 påtar seg en forpliktelse om å kutte utslippene tilsvarende 30 % av landets utslipp i 1990, og at Norge skal være karbonnøytral i 2050» (Fornybar, 2011).

Klimaforliket som kom i 2008 framskyndte Norges karbonnøytrale-mål til 2030. Dette politiske kompromisset skal ifølge norske myndigheter gjøre Norge til et foregangsland. Forliket ble tatt imot med blandede reaksjoner. Den norske Greenpeace lederen, Truls Gulowsen, sa ifølge NRK at «forliket er langt fra nok. Verken regjeringen eller opposisjonen har vært villig til å begrense olje- og gassutvinningen eller bruke oljefondet i klimapolitikken. [...] klimahensynet stiller langt bak i køen når de store beslutningene skal tas i oljelandet Norge» (NRK, 2008).

Tiden ville vise at Gulowsen hadde rett. I 2005 la Statistisk sentralbyrå (SSB) fram tall som viste at Kyoto-avtalen ikke har stoppet utslippsveksten. «Klimagassutslippene i Norge og en rekke andre land har økt i perioden 1990 til 2003. Av 22 utvalgte land er det bare Sverige, Storbritannia, Hellas og Frankrike i tillegg til tidligere østblokkland som ligger an til å klare forpliktelsene i Kyotoprotokollen uten kvotekjøp» (SSB, 2005). I 2010 understreket Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) at Norges utslipp i 2008 lå 8 % over 1990-utslippet. 2012-målet som ligger rett rundt hjørnet ser ikke ut til å bli nådd. Regjeringen må dermed betale i form av kvotekjøp for å oppfylle 2012-målet.

3.1 Rammebetingelser for et bærekraftig skogbruk

Det er mange forhold som er med på å danne rammebetingelser for skognæringen - biologisk grunnlag, bærekraftig forvaltning, terreng, eierstruktur, skogpolitikk, miljø, økonomi m.m.

Siden skogloven ble innført i 1932, har en langsiktig skogproduksjon vært i hovedfokus (Sverdrup-Thygeson et al., 2005). Dette synet kom til å forandre seg med årenes løp. Med tiden oppnådde menneskene økt forståelse for samspillet mellom ulike prosesser i skogen, og hensynet til nye naturverdier ble hjemlet i revisjonen av skogloven i 1965 (Sverdrup-Thygeson et al., 2005). På begynnelsen av 1970-tallet viste miljøvernarbeidet tegn til oppblomstring, og man kunne forvente seg å høste fruktene i årene som kom. 1970 ble blant annet kjent for Det europeiske naturvernåret - det var også i dette året at Norge fikk sin tredje naturvernlov, samtidig kom betegnelsene nasjonalpark, naturreservat, landskapsvernområde og naturminne inn i det norske samfunnet (Hågvar, pers. med.). I Stortingsmelding nr. 58 (1996-97) *Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling*, la regjeringen fram en prinsipiell handling for å «ivareta miljøkvalitet som er nødvendig for å

sikre menneskenes livsgrunnlag slik at den blir opprettholdt på kort og lang sikt. Forvaltningen av disse miljøressursene må bygge på føre var-prinsippet og skje ut fra respekt for naturens tålegrenser» (St.meld.nr.58, (1996-1997)).

I dagens skogbrukslov er bestemmelsen om et bærekraftig skogbruk blitt lovfestet. Skogeierne har hovedansvaret for miljøverdiene som finnes i deres skog, og er som følge av det forpliktet til å ta hensyn til disse verdiene ved forvaltningen av skogen (jf. Skogbruksloven § 4). Skogforvaltningen skal foregå på en slik måte at grunnlaget for langsiktig bruk av skogen og skogressursene blir tatt vare på, og i den hensikt at den ikke virker negativt for kommende generasjoner. Ved å bruke ulike forvaltningsregimer og sertifiseringssystemer, kan skogeierne dokumentere og kvalitetssikre at deres virksomhet er blitt drevet innenfor de rammevilkårene som er satt for et bærekraftig skogbruk.

3.2 Sertifiseringsordninger

Dagens skogbruk skal ta flerbrukshensyn, noe som blant annet kan oppnås ved miljøsertifisering (Pedersen, pers.med.). Skogsertifisering skal blant annet sikre BM i områder som ikke er vernet, og premiere miljøinnsats. Det finnes flere sertifiseringer hva økologisk skogbruk angår, både på landsbasis (for eksempel Debio Norge (Debio, 2008)) og verdensbasis (Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC) og Forest Stewardship Council (FSC)). FSC er mer eller mindre en sertifiseringsordning, mens PEFC er mer som en paraplyorganisasjon som støtter nasjonale ordninger, hvor noen av dem er blitt utviklet innenfor PEFC-rammene, mens andre har eksistert som selvstendige ordninger i flere år før PEFC ble dannet. Biobrensel er knapt blitt definert i disse to sertifiseringssystemene (Stupak et al., 2011).

Stupak et al. (2011) viste i en ny studie at det kun er de nyere sertifiseringsstandardene som kan ha en mer systematisk tilnærming. «Jo mer grundig styrkene og svakhetene til nåværende skogsertifiseringsordninger forstås i forhold til biobrensel og tettere samarbeid med lovverket og andre politiske verktøy langs hele bioenergikjeden, desto større er sannsynligheten for at sertifiseringene kan bli revidert og utvidet til å spille en effektiv rolle i å støtte samfunnets ønske og behov for bærekraftig energiforsyning» (Stupak et al., 2011).

Skogsertifiseringen i Norge består av ulike sertifiseringssystemer som nasjonal PEFC-Norge med en sporbarhetssertifisering Chain-of-Custody¹, Eco-Management and Audit Scheme (EMAS²), noen FSC-standarder og til slutt den velkjente skogstandarden i PEFC

¹ Med sporbarhetssertifiseringen Chain-of-Custody kan den sertifiserte bedriften dokumentere opprinnelsen av tømmeret som brukes i produksjonen (Norsk Skogsertifisering, 2011).

² Sertifiseringssystemet EMAS skal med sine 21 artikler og 5 anneks påvirke industriforetak til kontinuerlig å forbedre seg med hensyn på miljøvern (Norsk Skogsertifisering, 2011).

Norge - Levende Skog-standarden (LS-standard), samt ISO (internasjonalt) 14001-standard³. «Men dessverre er ikke alle sertifiseringsorganene like flinke. Brudd på kravpunkter skjer for ofte. Sverige og Finland er land som ligger foran Norge på vern. Omtrent 2 % av skogen i Norge er vernet, men behovet er på 5 % kort sikt og 10 % langt sikt» (Pedersen, 2011).

Allikevel at FSC er mye bedre enn PEFC: «PEFC er kun etablert av økonomiske interesser, er ikke støttet av miljø- og sosiale organisasjoner, sertifiseringen har ikke kontroll på skogbehandlingsnivå, det er stor variasjon mellom standarder, det er ikke alltid feltbefaringer ved revisjoner, anerkjenner ikke urfolk, bevarer ikke urskog, og mangler åpenhet. FSC oppfyller kravene til troverdig sertifisering, og er den eneste ordningen som støttes av alle store naturverns-, markeds- og konsumentorganisasjoner. Norsk skogbruk må satse på kvalitet og ikke kvantitet, og dermed vil FSC i Norge være en fordel for norsk skogbruk» (Pedersen, 2011). Viken skog har blant annet kommet i gang med bruken av FSC-ordningen (Viken skog, 2011).

Levende Skog-standard for et bærekraftig norsk skogbruk «skulle med sine 25 kravpunkter dekke områder og tiltak som har miljøpåvirkning eller er av betydning ved utøvelse av skogbruk. LS-standard bygger på lover og forskrifter som regulerer næringsvirksomhet i skogen. Der lover og forskrifter regulerer næringsvirksomhet i skog, gjelder myndighetspålagte bestemmelser foran Levende Skog-standarden» (Levende Skog-standard, 2006). I 2010 ble det bekreftet brudd mellom partene i LS, og LS som *system og begrep* kan ikke lenger brukes, ettersom det er et felleseie mellom partene og krever enighet mellom alle partsgrupper. LS-standardene ble gjort gjeldende i *sertifiseringssammenheng* fra 1. januar 2007 (Sabima, 2010). Bakgrunnen for bruddet er uenighet mellom miljøorganisasjonene og skogeierne om skogreising og treslagsskifte.

Som oftest før en avvirkning finner sted, må prosedyrer skisseres for å utvikle en avvirkningsplan som skal redusere miljømessige forstyrrelser til et akseptabelt nivå, ved for eksempel bruk av aktuelle maskiner og utstyr, hensyn til terreng og jordtype, og tidspunkt og omfanget av høstingen. Skogeierne skal blant annet utføre en *Miljørapport skogsdrift* som er et verktøy for planlegging og dokumentasjon av hogst. I forkant av alle hogster som blir utført i Norge blir det gjennomført en omfattende plan- og godkjenningssprosess hvor alle relevante vurderinger og forhold blir dokumentert gjennom sertifiseringsordningens plan- og oppfølgingsskjema (PO-skjema) (Løvenskiold, 2011), og eventuelt et «Føre-var» skjema.

Sverdrup-Thygeson et al. (2004 og 2005) har tidligere evaluert Levende Skog-sertifiseringen og dens PO-skjema, og konkluderte med at «LS i store trekk fungerte bra, og at det ser ut til å ha medført økt bevissthet om konkret utvikling mot et mer bærekraftig skogbruk. LS har likevel flere utfordringer, knyttet til grov død ved (læger) og sumpskogsholt i bestandene. Her kan det være et stort forbedringspotensial. Også kravpunktet om

³ ISO 14001 standard for miljøstyringssystemer er en standard som, sammen med LS-standarden, brukes i forbindelse med skogsertifisering i Norge. Sertifiseringen er basert på at bedriften skal jobbe for kontinuerlig forbedring (Norsk Skogsertifisering, 2011).

terrengtransport trengs å utdypes bedre. Kravpunktet beskriver ikke konkrete grenser for hvor dype/lange hjulspor kan være før de bør utbedres» (Sverdrup-Thygeson et al., 2005).

3.3 Fornybardirektivet (2009/28/EC)

EUs 20-20-20-mål (utslippsreduksjon, fornybar satsing og energieffektivitet) (Fornybardirektivet, 2009) krever at Norge skal øke sin fornybarandel med 31,4 TWh (14,5 prosentpoeng) (Zero, 2010). Norsk energiproduksjon vil få store utfordringer siden mesteparten av energien er basert på vannkraft.

I EU finnes det også felles bioenergikriterier. Fornybardirektivets artikkel 17 – *kriterier for bærekraftig biobrensel og biodrivstoff* har satt opp kriterier for bærekraftig biobrensel fra skog. Kriteriene er knyttet til følgende miljømessige problemstillinger: 1) biologisk mangfold, 2) vern av sjeldne og truede arter og økosystemer, og 3) klimagassutslipp (BEFSCI, 2010).

Fornybardirektivet har også satt et sterkere kritisk søkelys på biodrivstoff, og skal «etter planen lansere nye bærekraftskriterier for biodrivstoff i 2011, der man også skal forsøke å ta hensyn til negative indirekte virkninger. På grunn av problemene knyttet til dagens biodrivstoff, har det blitt stilt store forventninger til såkalte andre generasjons biodrivstoff laget av trevirke, treavfall eller halm, og som ikke kan brukes til mat» (Bøeng, 2010). Biodrivstoff vil ikke bli nevnt videre i oppgaven, siden det ikke er oppgavens hovedfokus.

Ifølge en økonomisk analyse gjort av Bøeng (2010), vil Norge få utfordringer som «økt kostbarhet, større naturinngrep, reduserte strømpriser, mindre strømsparing og uheldige virkninger av dobbeltreguleringer i markedet. Konsekvensene av reduserte strømpriser kan bidra til at kraftintensive næringer som metallproduksjon og kjemisk industri ikke flytter ut men blir værende i Norge, og dobbeltreguleringer vil bidra til økt fossilt kraftproduksjon grunnet lavt kraftpris og priser på utslippskvote [...]. Totalt sett vil dette medføre en lavere fornybarandel i Norge enn hva det opprinnelig skulle ha vært. Til tross for utfordringene nevnt ovenfor vil en satsing på fornybare energikilder føre med seg verdiskapning i lokalsamfunnet i form av økte arbeidsplasser og lokale inntekter. Lokale energikilder som vind, vann og biomasse vil bli mer verdifulle. Kortere avstander til kraftverkene krever mindre infrastruktur. Dette kan bety bedre logistikk og mindre miljøbelastninger. Med lokal samvirkning oppnår man økt lokal forsyningssikkerhet og en lavere tapprosent av kraft ved transport over korte avstander» (Bøeng, 2010).

Siden Norge er med i Det europeiske økonomiske samarbeidsområdet (EØS), kan fornybardirektivet være en stor pådriver for norsk klima- og energipolitikk, slik som med direktivets bærekraftskriterier og rapporteringskrav for bruken av flytende biobrensel. EU-kommisjonen anbefaler at direktivets bestemmelser for flytende biodrivstoff også blir brukt for fast biobrensel, men dette er ikke bindende. Fornybardirektivet ble innlemmet i EØS-avtalen fra 2005, og er dermed retningsgivende for norsk energipolitikk (Mæhlum, 2011).

Norge og Sverige holder nå på å lage felles grønt sertifikatmarked (2012 til 2035) til stimulering av økt utbygging og investering i fornybar energiproduksjon på totalt 26 TWh. For at ordningen skal bli realisert krever Sverige at Norge skal være en del av fornybardirektivet, noe som tilsier at Norge må godkjenne direktivets krav om å øke fornybarandelen.

Statssekretæren Eli Blakstad fortalte i siste pressemelding fra OED at «EFTA-landene har oversendt EU utkast til EØS-vedtak om fornybardirektivet. Utkastet har et mål om en fornybarandel i Norge på 67,5 prosent i 2020 (noe som utgjør 9,5 prosentpoeng fra 2005, altså 5 prosentpoeng mindre enn det EU krevde), samt at Norge aksepterer et mål om en fornybarandel i transportsektoren på 10 % i 2020 [...]. Så snart direktivet med tilpasninger for Norge er innlemmet i EØS-avtalen, kommer gjennomføringsfasen. Det betyr videreutvikling av nasjonal politikk, en handlingsplan og videre internasjonalt samarbeid om fornybar energi» (Blakstad, 2011). Hvordan dette grønne sertifikatmarkedet kommer til å påvirke bioenergimarkedet gjenstår å se.

4. Økologiske konsekvenser ved heltreuttak

«Bærekraftig forvaltning av skog innebærer stell og forvaltning av skog og skogarealer på en slik måte at biologisk mangfold, produktivitet, regenerasjonskapasitet og vitalitet opprettholdes, samtidig som skogens potensiale for å oppfylle, nå og i framtiden relevante økologiske, økonomiske og sosiale funksjoner bevares».

Ministerkonferansen Helsingfors: definisjon på bærekraftig skogbruk (Solbraa, 1996).

Skogen har hatt en stor betydning for den norske nasjonen i flere hundre år. I begynnelsen av forrige århundre trodde mange at det snart var slutt på skogen, og tiltak for å motvirke avskogingen ble satt i verk. I dag dekker skogen over en tredjedel av Norges landareal. Årlige hogstkvantum i 2010 lå forholdsvis på 8,3 mill. kubikkmeter (m³) (SSB, 2011a), mens den årlige tilveksten i denne perioden var i underkant av 24 mill. m³ (SSB, 2011b).

Økt biomasseuttak kan til dels hentes fra ordinære skogarealer, men også til dels fra skogarealer som i dag ikke utnyttes til ordinært skogbruk. Dersom det i framtiden blir gitt økonomiske virkemidler til økt avvirkning, kan områder med følgende kriterier også bli lønnsomme (Vennesland et al., 2006):

- boniteten må være lav eller terrenget vanskelig
- økt veibygging i enkelte områder
- økt avvirkning av furu og løv i forhold til gran
- større fokus på mindre eiendommer siden disse har større andel av eldre skog

4.1 Næringsforsyning og næringsstoffer i jorda

Mineralnæring er en felles betegnelse på grunnstoffer som planter trenger for normal vekst og utvikling. De essensielle næringsstoffene kan deles opp i to hovedgrupper: makro- og mikronæringsstoffer, etter hvor stort behov det er for dem. Dersom plantene mangler eller får for mye av en viss mengde næring, vil det vises på plantenes karakteristika.

Tabell 4. Plantenæringsstoffer i jord (Dyrhaug, 2011).

Makronæringsstoffer		Mikronæringsstoffer	
N	Nitrogen	B	Bor
P	Fosfor	Cu	Kopper
K	Kalium	Fe	Jern
S	Svovel	Mn	Mangan
Ca	Kalsium	Zn	Sink
Mg	Magnesium	Mo	Molybden
		Cl	Klor

I Norge er det som oftest N som begrenser skogens tilvekst, og det er derfor en mangelvare i norske skoger (særlig i Sør-Norge) (Langerud et al., 2007) (se kapittel 4.1.2).

Mangel på P kan også sette i gang veksthemningen hos plantene, og plantene kan ende opp som kortvokste med antydning til rødfarging av bladslirer og blad (Dyrhaug, 2011). P-mangel er vanlig på næringsfattige skogmarker, spesielt i områder med høyt N-nedfall og samtidig jordforsuring (Skog og landskap, 2011a). I Sør-Norge kan man ofte finne planter med mangelsymptomer grunnet for lite P (Skog og landskap, 2011a) (se kapittel 4.1.3).

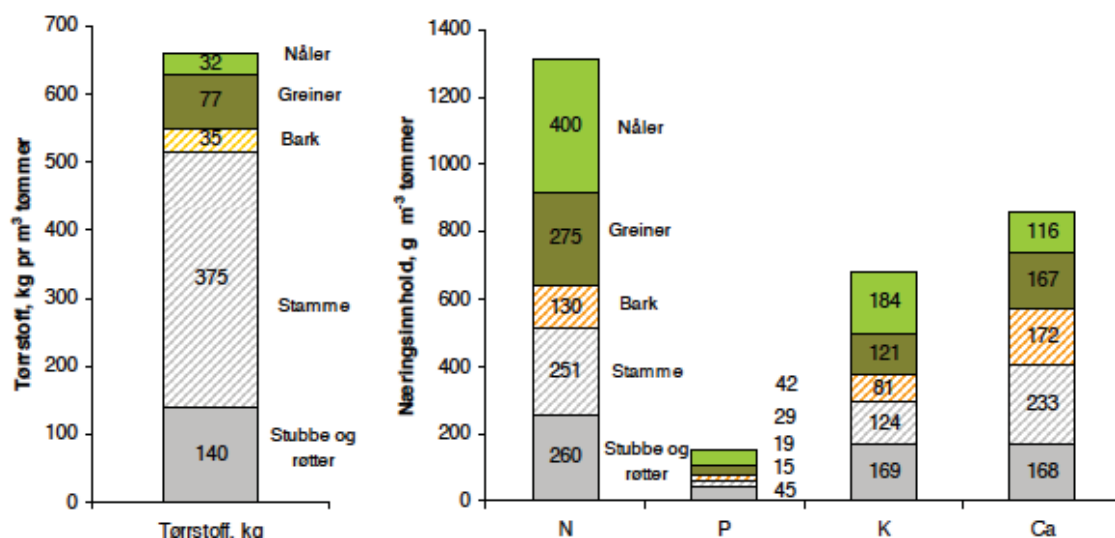
På sterkt forsurede områder kan Mg-mangel oppstå. «Magnesium har betydning for såvel trærnes vinterherding som deres motstandskraft mot sopp og insektangrep. I indre deler av Sør-Norge med mye sur og N-holdig nedbør, kan Mg-mangelsymptomer forventes i økende grad» (Skog og landskap, 2011b). «Ved lettere magnesiuimmangel vil de eldre nålespissene ha en svak gulfarge, som ofte er koblet til lavt kalsium- og kaliuminnhold, mens årsnålene normalt er grønne. Kraftig magnesiummangel gir opphav til nesten helt gullgulfargede eldre nåler hos gran. Hos furu blir også årsnålene gulaktige med døende brunrøde nålespisser [...]. I kystnære områder tilføres en viktig del av magnesium via havsaltet i nedbøren» (Skog og landskap, 2011b).

B er en annen viktig plantenæring. Høy pH kan ofte føre til B-mangel, noe som kan medføre store skader gjennom redusert avling og kvalitet (Bioforsk, 2011a). «B-mangel oppstår først og fremst på torvmarker, samt på sand- og kalkrike jorder i områder der innholdet av B i nedbøren er lav. Mangelsymptomene er særlig store i innlandet, og kan oppstå i sammenheng med nitrogengjødsling eller kraftig kalking» (Skog og landskap, 2011c). Sjøen er den viktigste naturlige kilden til B, derfor vil skog som ligger langt vekk fra kysten kunne bli skadet (Langerud et al., 2007). Skadene er karakterisert som underutvikling av skuddene i krone og topp (Kohman & Solberg, 2001). Produksjonen og kvaliteten på virket blir da påvirket, men kan kompenseres noe med gjødsling med B.

«B-forbindelser kan lett vaskes ut ved forsuring, men kan også felles ut som kalsiumborat etter kraftig kalking. Etter N-tilførsel med sterkt økende tilvekst kan B-mangelsymptomer lett oppstå» (Skog og landskap, 2011c). Skog og landskap anbefaler derfor å tilføre 1 kg B per ha ved all N-gjødsling nord for 60 breddegrad.

Næringsstoffene Ca og K forekommer normalt i tilstrekkelige mengder i norsk skogmark (Skog og landskap, 2011d).

GROT har høye konsentrasjoner av næringsstoffer. Nålene og de tynne greinene inneholder mest næring per vektenhet sammenlignet med resten av treandelen. Kjersti H. Hanssen fra Skog og landskap har kommet fram til at næringsinnholdet i hogstavfall utgjør 1-10 % av totale reserver i jorda.



Figur 3. Fordelingen av tørrstoffinnholdet og næringsinnhold i de ulike delene av et 45 år gammelt furubestand (figur av Hanssen, 2010. Kilde: Mätkönen, 1976).

GROT-fjerning vil innebære fjerning av næringsstoffer fra skogen, og dermed kunne redusere tilvekst på lang sikt. Hanssen har funnet ut at HTU vil øke næringstapet av N: 2-5 ganger, P: 2-5, K: 1,5-3,5 og Ca: 1,5-2,5 mer enn ved KH. Siden gran har en større kroneandel enn furu, vil næringstapet være større for gran (Hanssen, 2010). Effekten kan bli betydelig redusert dersom GROT får ligge over minst en sesong slik at barnålene faller av. Minst 30 % av GROT bør ligge igjen, har Hanssen hevdet. I praksis blir i dag 60-80 % av GROT fjernet ved hogst (Helmisaari et al., 2011).

Et eventuelt næringstap kan bli kompensert ved naturlig tilførsel av næringsstoffer, eller ved menneskelig gjødsling. Det som menes med naturlig tilførsel av næringsstoffer er naturlig forvitring av bergarter og mineraler ved jordoverflaten, samt tilførsel i deposisjon (nedfall i form av snø og regn) (N og S) og tilførsel av sjøsaltene langs kysten (for eksempel Mg, K, Ca).

Forvitringen skjer til dels ved mekaniske eller kjemiske krefter, og under påvirkningen av luft, vann og temperatursvingninger. Forvitring er særlig viktig i forbindelse med tilgangen på næringsstoffer som Ca, K og Mg. Mørke bergarter forvitres lettest og inneholder mest av de næringsstoffene som plantene trenger (Botanikk, 2011). De lyse bergartene (gneis, kvartsitt, granitt og sandstein) som blant annet består av kvarts, muskovitt og alkalifeltspat forvitres sakte og gir derfor ikke noe særlig næring til plantene (Botanikk, 2011). Lyse bergarter som inneholder kalkspat eller andre karbonatmineraler (hvit marmor og kalsitt), vil stort sett gi næringsrike jordsmonn (Botanikk, 2011). Berggrunnens sammensetning av mineraler varierer fra sted til sted.

Menneskene kan som sagt bidra med å tilbakeføre næringsstoffene til skogen. Konvensjonell gjødsling, kalking eller tilbakeføring av aske er tiltak som kan settes i gang. Tilførsel av aske kan ha både biologiske, økonomiske og administrative flaskehalser siden den kan inneholde mye tungmetaller og liten/ingen N. Siden det er en restriktiv politikk når

det gjelder bruk av asken, blir asken per i dag kjørt rett til deponi (Haugland & Ottesen, 2003), men flere prosjekter er blitt igangsatt for å vurdere alternative bruksområder (se kapittel 4.1.5).

Næringsstoffene i jorda spiller en stor og viktig rolle i skogøkosystemet siden det påvirker skogens produktivitet og jordkvalitet, samt jordas fruktbarhet. Raulund-Rasmussen et al. (2008) skriver at følsomheten av jordas næringseksport (output) er avhengig av størrelsen på jordas bufferkapasitet på kort og lang sikt. Jordas bufferkapasitet er jordas evne til å motvirke pH-endringer, når den utsettes for konsentrasjoner av syre eller base.

Sammenlignet med *sensitive* (fattige) jordarter har *robuste* (fruktbare) jordarter en mye større bufferkapasitet, og dermed en pågående hastighet på næringsstoffkompensasjon ved hjelp av forvitring (Raulund-Rasmussen et al., 2008). Raulund-Rasmussen et al. (2008) mener at intensiv høsting av biobrensel i sensitive områder derfor krever en mer grundig forvaltning enn i robuste områder. Robuste områder kan tåle en større utnyttelse av biomasse uten store konsekvenser for produktivitet, selv på relativt langsiktig perspektiv.

For å vurdere langsiktig bærekraftig produksjon må input og output av næringsstoffer til og fra skogsystemet måles og beregnes (Raulund-Rasmussen et al., 2008). Hvis balansen er negativ (output > input), vil næringsstoffmengden gå ned over tid. Slike tilnærmelser har vært brukt til å kvantifisere effekten av intensivert biomasseuttak på økosystemets næringsinnhold (Raulund-Rasmussen et al., 2008). Tabell 5 viser resultatet fra forsøksfeltet på Nordmoen som Raulund-Rasmussen et al. (2008) hadde utført. Her var deposisjonen og forvitringen høy nok til å kompensere næringstapet ved KH, men ikke ved HTU. Deposisjonen av basekationer (se kapittel 4.1.4) var heller ikke høy. Mye kan være grunnet avstanden til kysten.

Til sammen var ikke deposisjon og forvitringen høy nok til å kompensere for tapet av K, Ca og Mg ved utvasking og høsting. Det kan derfor være nødvendig å kompensere disse elementene ved gjødsling. Raulund-Rasmussen et al. (2008) anbefaler å kompensere for alle næringsstoffene ved utførelsen av veldig intensiv høsting.

Tabell 5. Næringsinnholdet (i jorda) og næringsbalansen på Nordmoen (Raulund-Rasmussen et al., 2008). NA står for «not applicable».

	Tørrvekt	N	P	K	Mg	Ca
Estimering av forvittringshastighet, kg ha ⁻¹ år ⁻¹		NA	NA	1,6	1,2	0,4
Deposisjon, kg ha ⁻¹ år ⁻¹		5,7	0,4	1,3	0,2	0,8
Utvasking, kg ha ⁻¹ år ⁻¹		0,7	0,1	1,4	1,8	3,6
KH, eksport *, kg ha ⁻¹ år ⁻¹		3,6	0,4	4	0,6	3,6
KH likevekt, kg ha ⁻¹ år ⁻¹	2900	<u>1,4</u>	<u>-0,1</u>	<u>-2,5</u>	<u>-1</u>	<u>-6</u>
HTU, eksport **, kg ha ⁻¹ år ⁻¹		11,1	1,5	7,5	1,1	8
HTU likevekt, kg ha ⁻¹ år ⁻¹	39000	<u>-6,1</u>	<u>-1,2</u>	<u>-6</u>	<u>-1,5</u>	<u>-10</u>

*Stupak, upublisert, ** Callesen & Raulund-Rasmussen, upublisert.

4.1.1 Skogsjordas og trærnes karbonbinding

Fram til den industrielle revolusjonen startet var karbondioksid (CO₂-)utvekslingen mellom landjorda og atmosfæren, samt havets overflate og atmosfæren, tilnærmet i balanse. Bruk av fossilt brensel har ført til et CO₂-overskudd i atmosfæren, som er høyere enn den opprinnelige mengden.

Mulighetene for at skogen skal være et *C-sluk* (lagre C) er langt fra fullstendig kartlagt, men forskning tyder på at planting av skog og andre konkrete tiltak for å øke skogproduksjonen, kan redusere mengden av klimagasser i atmosfæren (Haugen, 2011). I 2008 var Norges klimagassutslipp på 54 mill. tonn CO₂-ekvivalenter, og norsk skog tok opp nær 27 mill. tonn CO₂ (Alfredsen et al., 2008). Fra 1990 til 2005 økte C-bindingen med ca. 85 % (Alfredsen et al., 2008).

Det er ikke lett å sette et konkret tall på hvor mye C som er bundet i skog og mark. Forsker Janis Germanis ved Skog og landskap sier at det er mange utfordringer ved C-overvåkingen av skog- og jordbruksjord i Norge. «Det som er spesielt med å jobbe med skogsjord er de store forskjeller i C-mengden selv innenfor små områder. Det sier seg selv at det gjør det vanskelig å finne gode estimer, spesielt når det gjelder de årlige variasjonene», forteller jordforskeren til forskning.no (Sandved Dalen, 2011).

C-lagringen varierer med klima og miljø (Kjønaas & Nilsen, 2004). Den kalde temperaturen i det boreale barskogbeltet gir en lavere nedbrytningshastighet sammenlignet med tropiske strøk. Skogsjorda i den boreale skogen er derfor oftest kjent for å være det største lagret med C på landjorda. I forhold til atmosfæren som har et C-lager på ca. 720 milliarder tonn (720 GT) har den boreale skogsjorda et C-lager som tilsvarer 2-5 ganger atmosfærens (Kjønaas & Nilsen, 2004). Avhengig av livssyklus og oppbygningen av forskjellige typer grønne vekster vil mengden C-lagring variere. Sammenlignet med gress kan trær, som har lengre levetid og større volum, lagre mer C per arealenhet enn gress.

Jordsmonnet har et C-lager som er 5-6 ganger større enn i vegetasjonen globalt, og det er mest i den øverste meteren av jordsmonnet at C blir lagret (Kjønaas & Nilsen, 2004). En forstyrrelse som oppstår i skogen kan ha store innvirkninger på C-mengden i skogsjorda. Skogbrann, forbrenning av biobrensel, trær som dør (råde) og andre nedbrytningsprosesser avgir CO₂.

Effektene av økt biomasseuttak på jordas næringskapital vil variere mellom de ulike jordtypene, og det vil ha en større påvirkning i det organiske sjiktet enn i mineraljorda (Olsson et al., 1996a; Langerud et al., 2007). Etter HTU blir det ofte registrert en reduksjon i C-innholdet i jordas organisk sjikt, og lite i mineraljorda (Olsson et al., 1996a). Grunnen til reduksjonen av C i det organiske sjiktet, kan være lavere C-tilførsel til jorda etter næringsuttaket, samt at jorda blir eksponert for mikroklimaendringer (større temperaturendringer, mer lys og nedbør) som påvirker nedbrytningsprosessen og bidrar til økt C-utslipp (Nilsen et al., 2008).

Olsson et al. (1996a) undersøkte jordas innhold av C og N i en periode på 15-16 år etter

hogst, i den nordlige og sørlige gran- og furuskogen i Sverige. KH, HTU hvor nåler blir lagt igjen og HTU hvor alt blir tatt bort, ble brukt til sammenligning. Målingene viste en markant reduisering av C- og N-mengden i humusen, mens i mineraljorda hadde den økt. Totalt ble C-mengden redusert med 22 % i det nordlige granområdet, og 17 % i det sørlige. De tilsvarende tallene for N-mengden var 22 % og 13 %. Ingen endringer ble oppdaget i det sørlige furuområdet, mens ved det nordlige furustedet ble C-mengden redusert med 7 %, og N-mengden økte med 7 %.

Hogstmetoden har også mye å si. I en lukket hogst, for eksempel bledningshogst, blir ikke marka blottstilt og reduserer dermed utslippene av CO₂ fra snaufasen (Nilsen et al., 2008).

Mekanisk behandling av jorda, slik som blanding av organisk- og mineraljord under hogst (grunnet bruken av hogstmaskin og lassbærer) kan også være av stor betydning. Under mekanisk behandling vil betydelige mengder av organisk C og N bli blottstilt i forhold til uforstyrret skogbunn (Ryan et al., 1992; Yanai et al., 2003). Slik blottstilt jord vil bli eksponert for nedbrytning. Redusert mekanisk behandling av jorda vil derfor bidra til å redusere nedbrytningshastigheten, som igjen reduserer utslippet av CO₂ fra jorda (Cottis, 2008). Dersom det er behov for markberedning bør dette gjøres om våren da det gir kortest mulig tid der jorda er eksponert for nedbrytning (Cottis, 2008). Jordpakking og strukturskader som hemmer plantenes rotutvikling bør unngås siden det reduserer C-bindingen.

Johnson & Curtis (2001) (også Johnson et al., 2002) viste at skogsdriften i gjennomsnitt hadde liten eller ingen varig effekt på C- og N-innholdet i jorda. Med KH økte midlertidig C- og N-innholdet i mineraljorda (18 %), mens det ble redusert etter HTU (6 %) (Johnson et al., 2002). Johnson & Curtis (2001) mente at grunnen til økningen av C- og N-innholdet kan være den ekstra tilførselen av organisk stoff via hogstavfallet og strøfallet (greiner, kvister, blader, døde røtter) som plantene brukte som vekstsubstrat. Observasjonen av effekten på C og N-mengden ser ut til å være begrenset til bartrærne, og gjelder ikke for lauvtrær (Johnson & Curtis, 2001).

Fjerning av organisk materiale ved hogst kan også føre til en økning av C, i form av finfraksjoner (dvs. andelen av jordmaterialer som passerer gjennom en standard 2 mm sil) (Powers et al., 2005; Sanchez et al., 2006). Grunnen til dette er at mangel på organisk materiale stimulerer til nedbryting av trerøtter som er blitt igjen etter hogst (Powers et al., 2005; Sanchez et al., 2006). Dette gir da en nettoeffekt av økt finfraksjon C i jorda.

Balansen mellom skogens C-binding og C-nedbrytning i jorda, avgjør om skogen er et C-sluk eller en C-kilde (Kjønaas & Nilsen, 2004). Ved å la næringsrike nåler ligge igjen i skogen, gjødsle og/eller asketilføre jorda vil tilveksten øke, og dermed ha en større sannsynlighet for å klare å opprettholde C-lagringen.

Forskning ved Skog og landskap viser at granbestand mellom 30 og 120 år fungerer som C-sluk. Modelleringen antyder at dersom trærne blir mer enn 160 år gamle, vil økosystemet igjen begynne å avgi mer CO₂ enn det tar opp (Skog og landskap, 2011e). Det er

dog mye usikkerhet knyttet til modelleringen, og i tillegg er det få norske data som kan bekrefte disse estimatene (Skog og landskap, 2011e). Nyere internasjonale studier viser at gammel skog fortsatt binder til seg C (Zhou et al., 2006).

Nilsen et al. (2008) vurderte om et eventuelt økt GROT-uttak kom til å ha så mye å si for opptak og utslipp av CO₂ på nasjonalt nivå, i en tidsperiode på 50 år. Tre scenarier ble vurdert:

1. Ingen hogst – en hogstfredning fra 2002 til 2052.
2. Dagens nivå uten GROT - dagens avvirkning på 10,7 mill. m³ uten bark
3. Dagens nivå inkludert alt GROT

Konklusjonen var at uttaket av GROT ville ha en relativ liten betydning på den totale bindingen av CO₂, sammenlignet med dagens hogst uten GROT. Ved å legge igjen GROT i skogen vil man bare få spart ca. 1 mill. CO₂-ekvivalenter årlig (se tabell 6). Ekvivalenter er en måleenhet for utslipp av klimagasser. Den samlede påvirkningen på global oppvarming (Global Warming Potential) for en gass fra ett tonn utslipp av gassen, sammenlignet med ett tonn utslipp av CO₂ over et bestemt tidsrom (Loe, 2008).

Tabell 6. Karbonbinding ved tre ulike scenarioer i et tidsintervall på 50 år (Nilsen et al., 2008). Alle tall i mill. tonn.

Hogstalternativ	Biomasse 2002 i trær og jord	Biomasse etter 50 år i trær og jord	C etter 50 år i trær og jord	CO ₂ ekvivalenter etter 50 år	CO ₂ ekvivalenter bundet i løpet av 50 år	CO ₂ ekvivalenter per år
Dagens nivå m. GROT	1020	1450	725	2655	785	16
Dagens nivå u. GROT	1020	1478	739	2705	840	17
Ingen hogst	1020	2107	1054	3855	1990	40

I en dansk jordbruksforskning (Vesterdal et al., 2002) ble det utført jordanalyser på 28 lokaliteter fra både skog- og landbruksjord. Forskningen skulle gjøre rede for skogsjordas C-lagring i forhold til dyrkbar jord, og påvirkningen av intensivert biomasseutnyttelse 25 år etter HTU. Analysene viste ikke noen negative påvirkninger på jordas C-lagring, med unntak av noen felt som viste avvik. Reduksjonen av C i jordsmonnet kan skyldes en indirekte effekt på treets vekst (Vesterdal et al., 2002). C kan også forsvinne fra jorda gjennom avrenning av oppløst organisk materiale (Skog og landskap, 2011e).

Til forskning.no forteller Germanis at det bare er rundt én prosent av C i jorda som omsettes eller frigjøres hvert år. Men én prosent av et stort tall er likevel et stort tall (Sandved Dalen, 2011).

Nyere forskning viser at albedoeffekten etter hogst også kan være viktig å ta hensyn til (Reed, 2011). Albedoeffekten påvirker ikke C direkte, men effekten påvirker klimaet og er

dermed en indirekte påvirkning på nedbrytningsprosessen.

Etter snauhogst vil det oppstå områder uten trær. «I disse områdene reflekteres sollyset ut i atmosfæren igjen i større grad enn i områder med bar- og lauvskog. Dermed absorberes mindre varme, og dette gir mindre total varme. Den «nedkjølende» effekten fra snauhogst er i de første 20 til 30 årene kraftigere enn den oppvarmende effekten av utslipp fra forbrenningen av det biodrivstoffet som hogsten har bidratt til» (Reed, 2011). Trolig ligger det mye usikkerhet bak denne nye forskningen (Reed, 2011).

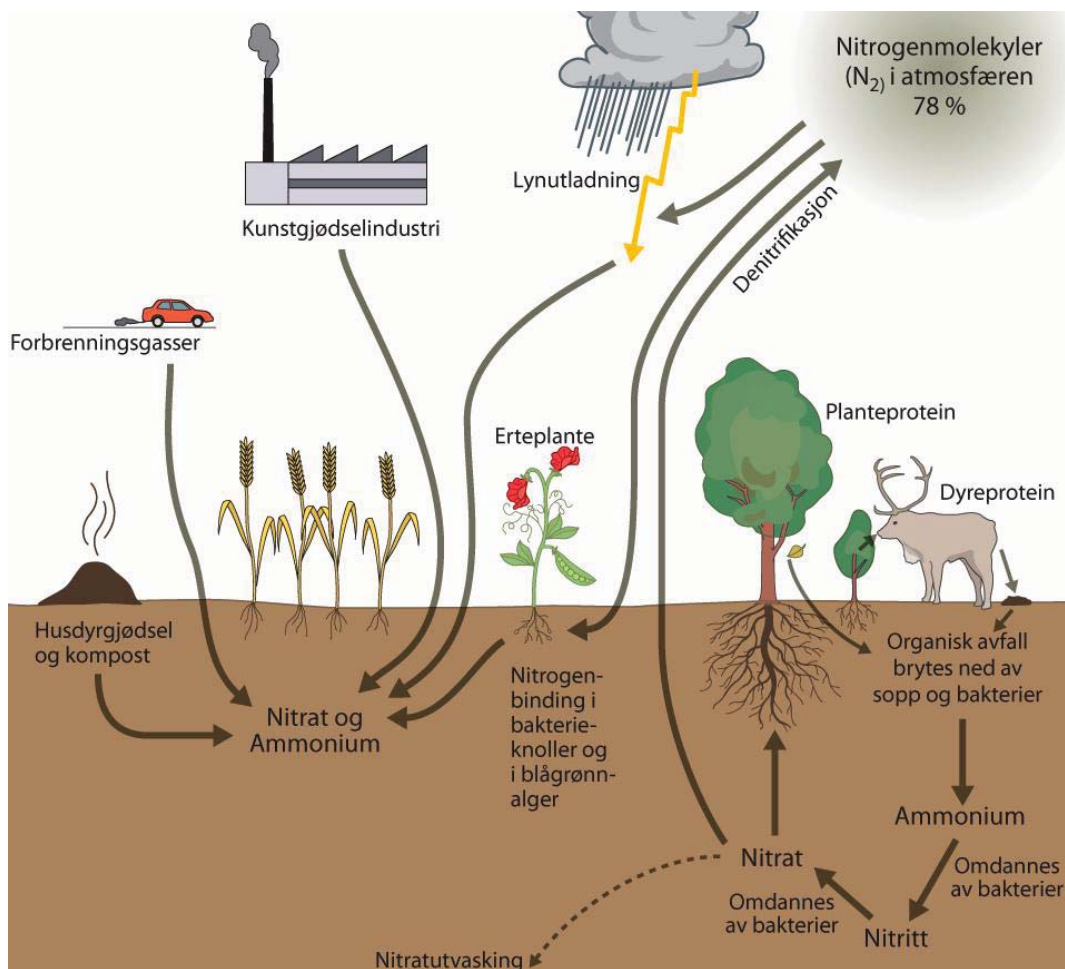
4.1.2 Nitrogen (N) og ulike nitrogenoksider NO_x (NO , NO_2) og N_2O

Naturlig N opptrer i mange ulike former. Blytt & Stryken (2003) delte N-forbindelsene inn i to hovedformer: uorganisk og organisk nitrogen.

1) **Uorganisk nitrogen** er N som plantene kan ta direkte opp gjennom røttene sine. Nitrogengassen (N_2) er den vanligste gassen i atmosfæren (ca. 78 %), men utgjør en mye mindre del i jorda. Alle levende organismer i verden trenger N til vekstoppbygging (proteiner og DNA/RNA). Rent N_2 består av trippelbindinger som plantene ikke klarer å bryte opp selv. Plantene er dermed avhengige av N-bindende bakterier som omgjør N_2 til ammoniakk (NH_3).

Plantene trenger N-atomer i form av nitrat- (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+) – ioner. Dette får de ved hjelp av nitrifiserende bakterier som lever i symbiose med plantene (for eksempel bakterier som lever i rotknollene hos erteplanter (*Pisum*) og or (*Alnus*)), og omgjør NH_3 til nitritt (NO_2^-) og nitrat. Nitrifiserende bakterier er kjemoautotrofer som henter energien sin fra kjemosyntese, hvor uorganiske molekyler blir spaltet ved oksidasjon, og energi blir frigjort. På denne måten vil bakteriene skaffe seg den mengden N som trengs til deres egen oppbygging.

Insekter, dyr og mennesker skaffer seg N ved å spise planter eller planteetende dyr/insekter. Når subjektene dør vil nedbrytere bryte ned proteiner og frigi næringsstoffer i form av NH_4^+ og/eller NO_3^- som kommer andre planter til gode. NO_3^- kan også bli dannet ved lynnedslag eller kosmosstråling som har høy nok energi til å bryte opp trippelbindingene i N_2 . Mangel på N-bindende bakterier kan føre til redusert mengde NO_3^- , og plantene får dermed redusert vekst. Økt plantetilgjengelig N kan også hemme plantenes vekst ved at økt N gir mindre mengde av andre essensielle næringsstoffer (Dyrhaug, 2011).



Figur 4. Nitrogenets kretslop (Gyldendal, 2011).

Denitrifiserende bakterier i jorda omdanner NO_3^- til N_2 eller lystgass (N_2O) for å skaffe seg oksygen til sin egen celleånding. Denitrifiseringen kan fjerne næringsstoffer fra jordsmonnet, og næringsbalansen i jorda kan bli negativ. N_2O er regnet for å være den tredje viktigste drivhusgassen etter CO_2 og CH_4 , og er omtrent 310 ganger sterkere per molekyl sammenlignet med CO_2 i et 100-års perspektiv (CH_4 har omtrent 21 ganger sterkere drivhuseffekt enn CO_2) (IPCC, 2007b). En økning av denitrifiserende bakterier kan føre til alvorlige klimautfordringer. N-forbindelser kan dermed både virke negativt på klima og jordsmonnet, og være en begrensende faktor for tilveksten av planter (se kapittel 4.5).

Norsk Bioenergiforening (NoBio) konstaterte i deres miljøhefte (Wilhelmsen et al., 2001) at skogens tap av N (NO_3^-) og andre stoffer med avrenningsvannet, vil bli mindre ved HTU (størrelsen på GROT-haugene spiller også en rolle) enn ved KH, men det totale N-tapet vil bli større ved HTU (Wilhelmsen et al., 2001). Ved KH legges som oftest hogstavfallet igjen til nedbrytning, næringsstoffer vil dermed bli frigjort og senere bli transportert bort med avrenningsvannet.

På den annen side vil HTU redusere mengden N i skogsjorda med en påfølgende utvasking og forsuring i skogen (Wilhelmsen et al., 2001). Redusering av N-mengden kan føre til økt mengde kationer i jordsmonnet (se kapittel 4.1.4). Dersom en ikke klarer å

redusere mengden av sure kationer (H^+), kan jorda bli surere. Utvaskingen av jorda kan derfor føre til at vannets pH-verdi vil synke og påvirke de biotiske faktorene i disse områdene (se kapittel 4.2 & 4.3).

Alle levende organismer trenger næring for å vokse og leve. Gjødsling med N kan medføre NO_3^- -utlekking. N blandet med fosfor kan imidlertid føre til økt oppblomstring av alger og planter, noe som kan føre til at våtmarksområdene gror igjen (eutrofiering). Eutrofiering kan favorisere visse arter og andre kan dermed måtte bukke under ved dominans av sterkere arter. Biomangfoldet kan derfor endres i eutrofierte områder.

Fordi N-innholdet i biomassen varierer mye mellom potensielle tresorter og mellom delene på treet (se figur 3), vil biomasseforbrenningen frigi ulike mengder av N_2 og NO_x . Jo mer skogsbrensel som blir tatt ut, desto mer nedfall av N kan skogsjorda tåle (Wilhelmsen et al., 2001). Denne mengden nedfall er ikke nok til å oppveie næringsstoffer som er blitt tatt ut ved HTU, men den kan veie opp N-uttaket ved KH (Langerud et al., 2007). Dette er igjen avhengig av den lokale situasjonen.

Olsson et al. (1996a) fant at HTU i Nord-Sverige hvor nålene fikk ligge igjen, resulterte i en større reduksjon av N i humuslaget sammenlignet med KH. Forsøksfeltet deres i Sør-Sverige med KH resulterte i en større reduksjon av total N sammenlignet med andre metoder (Olsson et al., 1996a) (se også kapittel 4.1.1).

Johnson & Curtis (2001) kom fram til at den øvre delen av mineraljorda fikk redusert C-innholdet med ca. 6 %, mens det økte etter KH med ca. 18 % (Johnson & Curtis, 2001). Sammenlignbare tall ble funnet for N-innholdet, og som nevnt tidligere kan dette være forskjellig for lauvvtrær og bartrær (Johnson et al., 2002).

2) **Organisk nitrogen**, slik som proteiner, aminosyrer og urea, samt N som finnes i levende organismer og dødt plante- og dyremateriale, er for det meste ikke direkte nyttbar for plantene. Ved hjelp av organismer kan det bli omdannet til nyttbart nitrogen gjennom mineralisering. I «*Boreal forest plants take up organic nitrogen*» demonstrerer Näsholm et al. (1998) hvordan boreal vekst kan ta opp organisk N. Aminosyren glysin med isotopene ^{13}C og ^{15}N ble injisert i en gammel boreal barskog hvor det senere viste seg at 91, 64 og 42 % av N fra glycinet ble tatt opp, av henholdsvis dvergbusk, gress og trær. Dette viser at N-mineralisering ikke er nødvendig før plantene kan bruke organisk N (Näsholm et al., 1998). Dersom dette er riktig vil planter som kan utnytte organisk nitrogen direkte, ha et konkurransefortrinn over planter som lever i symbiose med mykorrhiza-sopper (disse soppene utfører mineraliseringen). Dessverre kan dette også bety en nedgang av slike planter siden menneskeskapt uorganisk N-nedfall, klimaendringer og økt skogkultur kan endre sammensetningen av plantesamfunnet ved å fremme en overgang fra organisk til uorganisk N i jordsmonnet (Näsholm et al., 1998). Dagens konseptuelle modeller kan dermed ha overdrevet viktigheten av N-mineralisering.

4.1.3 Fosfor (P)

Fosfor er et livsnødvendig næringsstoff for alle organismer, og trengs blant annet til plantenes byggeklosser, energiomsetning, rotutvikling og arvestoffet, samt til en rekke andre viktige funksjoner. P har en enestående funksjon, og kan ikke erstattes med noe annet stoff (Fedders, 2011).

P-kretsløpet begynner som oftest med forvitringen av P-holdige bergarter, såkalte råfosfater (apatitt og fosforitt), slik at P kan bli tilgjengelig for plantene. Ved hjelp av Mykorrhiza-sopp blir P tatt opp av planterøttene i form av dihydrogenfosfat (H_2PO_4^-), som senere blir konsumert av dyr og mennesker. Kretsløpet blir så avsluttet ved at P blir tilbakeført til jorda som ekskrementer og/eller som døde plante- og dyrerester.

P kan bli så sterkt bundet til jordpartiklene (aluminium- og jernfosfater) at plantene ikke får tak i dem (Løes & Falk Øgaard, 2001; Løes, 2011; Bioforsk, 2011b). Ved å ta ut mer hogstavfall kan mengden av plantetilgjengelig P i skogen bli redusert, så P er derfor en vekstbegrensende faktor. For å oppnå et tilfredsstillende bestand, og for å kompensere for tapet av næringsstoffene som fjernes gjennom hogsten, må det gjødsles. Nilsen (2001) fant at gjødsling med P ga positive resultater i forhold til overlevelse og vekst i gran og sitkagran i Vest-Norge. Dersom P blir gjødslet sammen med N ga en ytterligere vekstrespons (Nilsen, 2001), grunnen til dette er at N, særlig i ammoniumsform virker gunstig på opptaket av P (Bioforsk, 2011c). P-tilgangen kan igjen påvirke skogens N-fiksing, og kan være viktig for å hindre at N blir vasket ut i perioder med høy N-tilgjengelighet (Hjerpe et al., 2008).

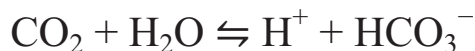
P finnes det også lite av i ferskvann. Ved jorderosjon vil dessuten P-holdige jordpartikler bli transportert ut til vassdragene, og eutrofiering og forgiftning av vassdragene kan dermed oppstå. Et viktig tiltak mot disse problemene er å hindre overgjødsling.

Fosfatmineraler er karakterisert som en ikke-fornybar ressurs og kan inneholde tungmetaller (metaller med større densitet enn 5 g/cm^3 (Godal et al., 2011) som bly og kadmium (Lund, 2003). Bruken av råfosfat kan derfor føre til store miljøproblemer. Økt utvinning av P fra bergarter og produksjon av kunstgjødsel har ført til en «peak-fosfor-problematikk» og verdenssamfunnet kan gå tom for fosfor i løpet av 50-100 år (Global Phosphorous Research Initiative, 2008). Knappheten på P og tungmetallinnholdet i råfosfat, gjør at fosfatmineraler nå er restriksjonsbelagt i Debio-reglene (Lund, 2003).

4.1.4 Kationer og anioner

Planter og trær trenger næringsstoffer for å vokse. Næringsstoffene i jorda blir tatt opp av planterøttene enten som anioner (nitrat, fosfat og sulfat) eller som kationer (ammonium (NH_4^+), kalium (K^+) og kalsium (Ca^{2+})). Når et kation blir tatt opp, blir det skilt ut et hydrogenion (H^+), mens når et anion blir tatt opp, blir det skilt ut et bikarbonation (HCO_3^-),

eller andre typer anioner) slik at jorda opprettholder sin elektriske nøytralitet. Begge ioneladningstypene kommer fra CO₂, som blir avgitt ved rotcellerespirasjonen (Berner, 2011):



Kationer kan virke forsurende i rotsonen, fordi en utskillelse av H⁺-ioner kan føre til en forsuring ved planterøttene. Planter som har stort kationopptak vil oppleve størst forsuringseffekt.

Til vanlig tar trærne opp mer kationer når de vokser (Langerud et al., 2007). Hallbäck & Tamm (1986) viste at pH-verdien i jordsjiktene (fra jordsmonnet og ned til 70 cm dybde) hos bøk, eik og gran ble redusert med 0,3-0,9 enheter under planteveksten. Reduksjonen var størst hos de eldste granbestandene (Hallbäck & Tamm, 1986). Resultatene viste også at jordsmonnet i granbestandene var surere enn hos hardtrærne. Med andre ord blir jorda surere når bestandet eldes.

Ved hogst eller nedbrytning av trærne vil surheten bli nøytralisert gjennom endringer i jordas organiske materialer (tilbakeføringen av basekationer) (Nykvist & Rosén, 1985; Hu, 2000). Hu forklarte at HTU gav økt temperatur i skogbunnen og jordsmonnet, noe som økte den mikrobielle aktiviteten og nedbrytningen av organisk materiale, samt at HTU førte til redusert opptak av N gjennom røttene som følge av redusert biologisk produksjon (Hu, 2000). Nykvist & Rosén (1985) demonstrerte at pH-verdien økte betraktelig ved KH der GROT fikk ligge igjen på bakken, enn når alt ble fjernet ved HTU. Til sammen var det en nedgang i utskiftbare Ca²⁺, Mg²⁺ og Mn²⁺, samt en økning i H⁺ og Al³⁺, det vil si en nedgang i basemetningen (BS) på ca. 80 % da GROT ble fjernet (Nykvist & Rosén, 1985). BS angir forholdet mellom ombyttbare basekationer (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ og Na⁺) og sure kationer (H⁺, Al³⁺, Fe³⁺, Zn²⁺, Cu²⁺, Co²⁺, Fe²⁺, Mn²⁺) (Nyborg, 2008). På sikt ville skogsjorda bli surere ved intensiv avvirkning av trærne (Nykvist & Rosén, 1985).

Olsson et al. (1996b) fant at HTU ikke bare ga et lavere BS-nivå, men også en generelt lavere effektiv kationbyttekapasitet (CEC) per arealenhet sammenlignet med andre hogstmetoder. CEC er en betegnelse på jordas evne til å binde til seg kationer, dvs. hvor stor mengde kationer som skal til for å nøytralisere forsuringen i jorda. Det var en sammenheng mellom BS og pH: en høy CEC ga høye antall basekationer og dermed en høy BS og en høy pH-verdi (Nyborg, 2008).

Av de fire feltområdene som ble undersøkt av Olsson et al. (1996b), viste tre av dem redusert BS-grad: 19 % (i det sørlige granområdet), 16 % (i det sørlige furuområdet) og 8 % (i det nordlige granområdet). I det siste feltområdet (nordlige furuområdet) var det ingen signifikante effekter. På de sørlige områdene økte mengden sure kationer med innhøstingsintensiteten, ellers var de utskiftbare sure kationene ikke påvirket. Det var heller

ingen signifikante forskjeller i pH-verdien i jordsmonnet mellom hogstmetodene (Olsson et al., 1996b).

I et forsøksfelt i Sverige gjennomført av Skogsstyrelsen ble det tatt ut mer hogstavfall i forhold til feltområdets kompensasjonsevne, slik at overflaten etter hvert ble forsuret. Skogsstyrelsen fant ut at BS-graden ble redusert med 10-20 % og pH-verdien gikk ned mellom 0 til 0,4 pH-enheter. Forsuringen spredtes etter hvert nedover i jorda og forsuret avrenningsvannet (Hjerpe et al., 2008). Er tilførselen av næringsstoffer (spesielt basekationer og P) til skogsjord gjennom deposisjon og forvitring mindre enn næringstapet ved utvasking og biomasseuttak, må kompenseringsgjødsling settes i gang for å hindre netto tap av næring ved uttak av hogstrester (Hjerpe et al., 2008). Kompenseringsgjødning er ofte viktig ved uttak av hogstrester i granbestand (Hjerpe et al., 2008).

Fordi tapet av næringsstoffer ved HTU blir mer enn fordoblet sammenlignet med KH, kan det være nødvendig at tilbakeføring av aske og/eller gjødning blir foretatt ved HTU (Langerud et al., 2007). Mengden av aske og/eller gjødning blir som oftest bestemt ut ifra geografiske og geologiske forhold. Andre forhold som også må tas i betraktning ved bruken av gjødning og/eller aske, er mengden av plantetilgjengelige næringsstoffer ved nedbrytningen av organisk materiale i jordsmonnet, samt avsetninger fra lufta.

Hvor rask og hvor stor forsuren blir, er avhengig av mange forhold, slik som nedbørmengden i området, jordtype og jordas kompaktet. Områder med lite nedbør vil ofte være mer kalkholdige og oftere mer næringsrike enn fuktige områder (McKinnon & Hansen, 2011).

Jordsmonn av grov kornfordeling har en sterkere utvaskingsegenskap enn de jordtypene som er av finere sort (Franzefoss Miljøkalk AS, 2011).

Utvaskingen av basekationer er avhengig av naturlig forvitring og deposisjonsmønsteret. I et Ca-rikt område kan Ca-utvaskingen være på 100 kg Ca ha⁻¹ år⁻¹ (Raulund-Rasmussen et al., 2008). I et Ca-fattig område vil utvaskingen være mindre. Det samme gjelder for områder med høy deposisjon. Områder med stor deposisjon av B og/eller Mg (eksempelvis langs kysten), vil typisk ha sterkere utvasking av B og Mg.

pH-verdien vil også spille en viktig rolle ved utvaskingen. Normalt er næringsstoffene best tilgjengelige for plantene ved pH 6,0-6,5 (Franzefoss Miljøkalk AS, 2011). Jo mer tilgjengelige næringsstoffene er, desto lettere blir de vasket bort. Utvaskingen er derfor ofte sterkest rundt disse pH-verdiene.

Østerhus (2001) skriver at «i all jordvæske og overflatevann finnes det naturlig løst organisk materiale (DOM) som kan virke som en kompleksdanner som blant annet binder lettmetallet Al og stoffet Fe til metallorganiske komplekser. I forsuret skogsjord kan konsentrasjonen av Al bli ganske høy, og dermed kan konsentrasjonen av DOM gå ned som følge av bindingen av Al (Østerhus, 2001). Dette kan føre til at tilgjengelige næringsstoffer for plantene reduseres, samt at effekten av utvaskingen vil bli svakere ved dette pH-intervallet» (Franzefoss Miljøkalk AS, 2011).

«Siden uorganisk Al er farlig overfor fauna og planterøtter (reduserer rothårenes evnen til å ta opp næringsstoffer), kan dette gi store negative konsekvenser for miljøet. Hvor farlig Al kan være er avhengig av vannets pH-verdi, som ser ut til å ha et maksimumspunkt ved en pH-verdi rundt 5» skriver Østerhus. Men dette beror også på konsentrasjonen av organiske komplekser, samt andre kompleksbindende anioner (eksempelvis F^-) (Clarke, pers.med.).

4.1.5 Aske og tungmetaller, samt nitrogentilføring

Aske er en betegnelse på rester av uorganiske stoffer som er blitt generert ved forbrenning av biomasse. Når biomasse blir tatt ut av deres biologiske kretsløp, vil det føre til tap av næringsstoffer. Skogens vitalitet kan dermed bli dårligere, og jorda surere.

Siden asken er alkalisk (basisk) og inneholder nesten alle de viktige næringsstoffene som plantene trenger for å vokse, kan asken bli brukt til å kompensere næringstapet og motvirke forsuringen (Wilhelmsen et al., 2001; Arvidsson & Lundkvist, 2003; Brunner et al., 2004). Asken inneholder ikke N grunnet at N evaporerer under forbrenning (Karlton et al., 2008), men den inneholder all den *mineralnæringen* som treet har tatt opp gjennom veksten: makronæringsstoffene (Ca (50 %), K (10 %), Mg (5 %) og P (2 %)) utgjør det meste av næringselementene i vedasken (Energiveven, 2011a). En økt satsing på bioenergiformål vil medføre økt vedaskeproduksjon.

Den svenske Skogsstyrelsen (2001) mener at kompenseringsgjødsling i første omgang bør skje gjennom tilførsel av askeproduktet, men andre produkter som inneholder mineralnæring kan også brukes, eventuelt i kombinasjon. Vedasken kan brukes i kombinasjon med N-gjødsling/P-gjødsling der N- og/eller P-deposisjon ikke er høy nok til å erstatte det som er tapt. Dette gjelder kun aske fra rent trevirke med en god kvalitet.

Pitman (2006) beskriver hvordan næringsstoffinnholdet i asken kan variere med treslagenes sammensetning, forbrenningsprosess, og de forholdene som er til stede i skogsjorda hvor askespredningen skal utføres. Blant annet inneholder treaske av lauvtrær høyere nivåer av makronæringsstoffer, og et lavere innhold av silika (SiO_2) enn bartrærne. En forbrenningsovn mellom 500 og 900 °C kan danne partikler som holder sterkt på næringsstoffer, spesielt K, og kan bestemme konsentrasjonen av potensielle giftige metaller i asken, slik som Al.

Ofte vil et skogsområde med lavt C/N-forhold komme til å øke N-mineraliseringen etter askespredningen, som igjen vil føre til økt opptak av N hos planter og økt nitratavrenning (Amundsen et al., 2002; Pitman, 2006). Aske kan inneholde høye konsentrasjoner av giftige stoffer som kadmium (Cd), kobber (Cu), krom (Cr), bly (Pb) og arsen (As) (Pitman, 2006) (se tabell 7).

Ifølge Amundsen et al. (2002) vil metallene etter hvert binde seg til den nedbrytende organiske matrisen, og tilgjengelighet vil dermed avta med økende pH. Grunnet ionebytteeffekter kan tilgjengeligheten av metaller igjen øke, for eksempel ionebyttet Cd/Ca

(Amundsen et al., 2002). Dersom pH-en i skogsjorda øker, vil nedbrytningen av organisk materiale også øke. Dette kan gi en rask utløsning av metaller (Reimann et al., 2008).

Fordi planter kan ta opp kjemiske elementer når de vokser, kan vedasken inneholde høye verdier av ulike elementer:

Tabell 7. Grunnstoffkonsentrasjon i vedaske angitt som gjennomsnittsverdi, middelvei og 95 % konfidensverdi (Karlton et al., 2008).

Grunnstoff	Gjennomsnitt	Median	95 % konfidensintervall
Makrostoﬀer g kg⁻¹			
Ca	212	203	16
Mg	20,6	21,2	1,5
K	61	63	6,8
Mn	11,6	9,9	1,7
Al	26,2	23	4,2
Fe	25,9	16	12
P	13,7	14	1,2
S	18,1	19,1	2,5
Mikrostoﬀer mg kg⁻¹			
As	31,4	15	8,2
Ba	2304	1970	545
B	297	307	59
Cd	24,5	23	3,2
Cr	84,3	66	13,9
Mo	10,4	7,3	2,4
Hg	1,4	0,61	1,3
Ni	50	43	7,2
V	53,2	29	4,5
Zn	4820	4160	690

Tungmetallene Pb, kvikksølv (Hg), Cr og Cd er svært giftige grunnstoﬀer som kan gi alvorlige miljøeﬀekter. Eksponering av stoﬀene kan være giftige for mennesker og dyr. For plantene er det ikke blitt påvist noe særlig påvirkning. Opptaket av metallet foregår ofte ved absorbering gjennom bladene, men noe kan også bli tatt opp gjennom røttene. Opptaket av Cd og Pb blir redusert ved økt pH, noe som er viktig i områder der konsentrasjonen av disse stoﬀene er høye (Franzefoss Miljøkalk AS, 2011). Akkumuleringen av disse stoﬀene kan skje i planter og til dels dyr.

Cu er et livsnødvendig sporgrunnstoﬀ for mennesker, dyr og mange planter (Haraldsen, 2011). Sporstoﬀer er grunnstoﬀer som i meget små mengder (mindre enn 50 mg/kg) foreligger i den levende organisme, og som er nødvendige for det normale forløp av livsprosessene hos planter, dyr og mennesker (Haraldsen, 2011). Mangel på Cu kan føre til mangelsykdommer. Rent Cu er i seg selv ikke giftig, men i form av løselige salter kan Cu allerede i små mengder virke som en sterk gift på lavere organismer som alger, sopp og bakterier (Haraldsen & Kofstad, 2011). Cu-salter har fra gammelt av blant annet blitt brukt som midler mot soppangrep, plantesykdommer og som tilsetning til vann for å fjerne sykdomsfremkallende parasitter, og også for å bekjempe tropesykdommen bilharziose (Haraldsen & Kofstad, 2011).

Mens næringsstoffer og alle andre elementer (inkludert tungmetaller) blir frigjort svært sakte (over titalls av år) under den naturlige nedbrytningen av organisk materiale, vil alle stoffene bli tilgjengelige på én gang når ubehandlet aske spres i skogen. Bruken av ubehandlet aske kan dermed gi pH-sjokk og negative effekter på miljøet (Jacobson et al., 2001; Pitman, 2006). Normalt er asken som benyttes i dag behandlet.

Behandling av tungmetaller kan blant annet utføres ved elektrokjemisk separasjon (Angelsen, 2004) eller ved tilsetning av jernoksider der tungmetallene blir bundet i en mer stabil form slik som rødlig hematitt (Abildgaard Sørensen, 2001). Behandlingen av tungmetaller er per i dag en kostnadskrevende tiltaksmetode (Angelsen, 2004).

Lokale forhold, styrken på elementenes bindingsegenskap til DOM og formen på asken kan ha mye å si på effekten av askespredningen. For at asken skal forvitres langsomt slik at næringsstoffsmengden slippes sakte ut over tid, samt at disponeringen av asken skal være mest mulig miljøvennlig, må asken bli behandlet ved (selv)herding eller granulering før bruk. Herding av aske vil si tilførsel av vann (optimalt 30-40 %) slik at asken får en større hardhet, mindre støving og bedre spredningsegenskaper (Amundsen et al., 2002), mens granulering er en prosess der for eksempel aske tilføres fikt og rulles til kuler (Energiveven, 2011b). Herdingsgraden og granuleringsform påvirker effektene i jord på kort og lang sikt (5 år) da disse faktorene vil påvirke reaksjonshastigheten (bufrings- og ionebyttereaksjoner) og tilgjengelighet av næringsstoffene (Amundsen et al., 2002). For høye C-verdier i asken (> 10 %) kan gi en langsommere, og dårligere herding (Wormdal, 2004).

Fordelene ved askebruk er maksimert ved små doser, med mulige toksisitet i overkant av 10 tonn ha⁻¹ (Pitman, 2006). For de fleste skogsområder, kan en enkelt asketilførsel per rotasjon erstatte alle de næringsstoffene tapt etter HTU (unntatt N), og kan forbedre trærnes vekst når N-tilgjengeligheten er tilstrekkelig (Pitman, 2006).

I Europa og Nord-Amerika har flere askeprodusenter startet å resirkulere aske i praktisk skala ved hjelp av maskiner, noe som kan være enkelt og rimelig (Wilhelmsen et al., 2001). I Nord-Europa har bruken av vedaske blitt drevet av ulike motiver. I Finland er bruken av aske i hovedsak utført for å øke virkeproduksjonen, mens kompensasjon av basekationer og næringsstoffer (mot forsuring) er oftest formålet i Sverige (Karlton et al., 2008; Stupak et al., 2008).

Svenske forsøksresultater avslørte tilvekstsøkning og redusert forsuring på en del gran- og lauvboniteter ved asketilbakeføring, og det oppsto større tilvekstsøkning enn ved ordinær gjødsling (Wormdal, 2010).

Finske forsøksresultater hadde visse likheter med de svenske. Det var betydelig tilvekstsøkning over en lang periode (> 20 år) med en kombinasjon av aske og N-gjødsel på tørr furumark, mens forsøksresultater fra rent N-gjødsel viste tilvekstsøkning på ikke mer enn 7-8 år (Wormdal, 2010). I dag blir mer enn 10 % av industriaske fra trevirke og bark returnert til skogen i Finland, og mesteparten av asken blir fortsatt dumpet i deponier (Wilhelmsen et al., 2001).

Forsøksfunnene i Norge har så langt bekreftet lignende resultater fra Sverige og Finland. Askespredning på fattig mineraljord kan gi redusert vekst, men noe økt vekst på god mark (Hanssen, 2010). En mulig forklaring på forskjellen i effekt på lav og høy bonitet er at ved høy bonitet kan asken gi økt mineralisering og mer N tilgjengelig for planter og trær, mens ved lav bonitet kan asketilførsel føre til at mer N bindes i bakterienes biomasse, slik at det lille som finnes blir mer utilgjengelig for trærne (Hanssen, 2010).

Jacobson & Gustafsson (2001), samt Pitman (2006) og Karlton et al. (2008), viste gjennom studier at spredning av herdet vedaske ikke hadde noen betydelig effekt på bunn og feltsjiktet. Imidlertid har forsøk vist skader på moser og lav, samt endringer i artssammensetningen av mykorrhizza-sopper (Karlton et al., 2008). Det var tegn til alvorlige synlige skader i den innledende fasen av studieperioden, men etter to år hadde mose begynt å komme tilbake, og etter fem år var det ingen synlige skader som kunne ses (Jacobson & Gustafsson, 2001). Risikoen for negative effekter av askespredningen på jordsmonnet, jordvann og vegetasjon ser til å være små ved spredning av herdet aske (Jacobson & Gustafsson, 2001).

Arvidsson et al. (2002) analyserte seks 7-9 år gamle granbestander fem år etter tilbakeføringen av herdet knust vedaske av typen Nymolla og Perstorp i blåbærskog (*Eu-Piceetum myrtilletosum*) i Sverige. Dosene var på 3 tonn ha⁻¹. Funnene deres røpet begrensede effekter på bunnvegetasjonen. Mosen viste ingen synlig negativ respons til askespredningen, røsslyng (*Calluna vulgaris*) ble noe undertrykket av asketypen Perstorp, deknningen av smyle (*Deschampsia flexuosa*) var litt større på områder med lite næring, Nymolla ga noe positiv respons på gress og urter, noe som kan indikere at vedasken forbedret området fruktbarhet. Siden tendensen ble begrenset til en asketype, kan det antas at den kjemiske sammensetningen av herdet knust vedaske er av stor betydning (Arvidsson et al., 2002).

Hos Ozolinčius et al. (2007) ble det utført studier med ulike mengder av vedaske (1.2, 2.5 og 5 tonn ha⁻¹) og 180 kg N ha⁻¹. Resultatene fra studien viste en signifikant reduksjon av mose etter spredning av vedaske. Jo større askedose, desto større var reduksjonen. Da N og vedaske ble anvendt sammen førte det også til reduksjon av mosen. Gjennomsnittlig var det også små endringer i karplanter etter N-gjødsling. Biomassen av mosen forble upåvirket (Ozolinčius et al., 2007).

Oppsummert vil anvendelsen av ulike typer av herdet vedaske ha betydning, askedoser opptil 3 tonn ha⁻¹ vil ikke påvirke BM i de foryngede granbestandene (Arvidsson et al., 2002), samt at mengden av N ikke vil gi noen store endringer dersom jordsmonnet er mettet med N fra tidligere. Men oftest er det mangel på N i norsk skogsjord på fastmark.

Per i dag blir biobrenselanleggene utviklet og driftet uten noe særlig fokus på asken. Asken blir heller sett på som næringsavfall og skal leveres til lovlig avfallsmottak hvis det ikke er gitt tillatelse til annen bruk (Gillund, 2010).

Fylkesmannen i Hedmark (Miljøvernavdelingen) Ola Gillund (2010) forklarte i 2010 nye krav på askebruken. Blant annet skulle TA 1853/2002 ikke lenger gjelde. TA 1853/2002 -

kriterier for å kunne disponere avfallsmaterialer fritt uten særskilt tillatelse fra forurensningsmyndighetene. Dersom asken skulle brukes på en annen måte enn deponi, måtte normverdiene i vedlegg til forurensningsforskriften overholdes, og det måtte gjøres en stedsspesifikk risikovurdering. Hvis vurderingen viste at det ikke ville forekomme nevneverdig forurensning, kunne massen anvendes uten særskilt tillatelse etter forurensningsloven (f-loven), og Klif avgjorde bruken (Gillund, 2010). Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav skulle være gjeldende.

Vilkår for bruk av avfall på annen måte enn deponi (Gillund, 2010):

- Avfall er å anse som rent. Bruken skal ikke medføre fare for forurensning, jf. f-loven § 7. Asken anses som ren hvis normverdiene i forurensningsforskriftens kapittel - 2 overholdes.
- Avfall erstatter et annet produkt som hadde blitt brukt, for eksempel aske som bærelag i vei, oppfylling av næringsarealer og lignende.
- Det må ikke brukes større mengder enn nødvendig.
- Bruken skal ikke medføre forsøpling, jf. f-loven § 28.

For at askebruken skal være forsvarlig, bør innholdet av eventuelle miljøskadelige stoffer være kjent. Det er Mattilsynet som avgjør om asken kan brukes som gjødsel i henhold til gjødselvarereforskriften. EUs håndbok i aske-resirkulering (Emilsson, 2006) kan være et godt bidrag til den norske askegjenvinningen. Internasjonalt sett har man mye kunnskap om asken, men fortsatt er det et visst fravær av eksisterende anbefalinger på askebruken (Stupak et al., 2008).

Steinar Wormdal som har vært med på SB Skogs askeforsøk nevner også andre faremomenter ved askespredning i skog, slik som risiko for kjøreskader og at for tørr aske (harde korn) kan skade barken. Ettersom kostnadene ved deponering har steget og nok kommer til å stige mer i fremtiden, vil behovet for resirkulering av vedasken bli stadig viktigere (Wormdal, 2004).

Handelsgjødsel kan bli brukt til å kompensere tapet av N (og andre næringsstoffer) etter hogst. N er det næringsstoffet som virker sterkest på planteveksten (Dyrhaug, 2011). Mangel på N kan gi dårlige bestand med tidlig aldring/vekstavslutning (Dyrhaug, 2011). For mye tilgjengelig N i jordsmonnet kan også gi plantene problemer, i form av forsinket modningsprosess som gir forsinket dannelse av frø og knoller (Dyrhaug, 2011). Gjødsel med N, slik som med andre næringsstoffer, må brukes med omhu.

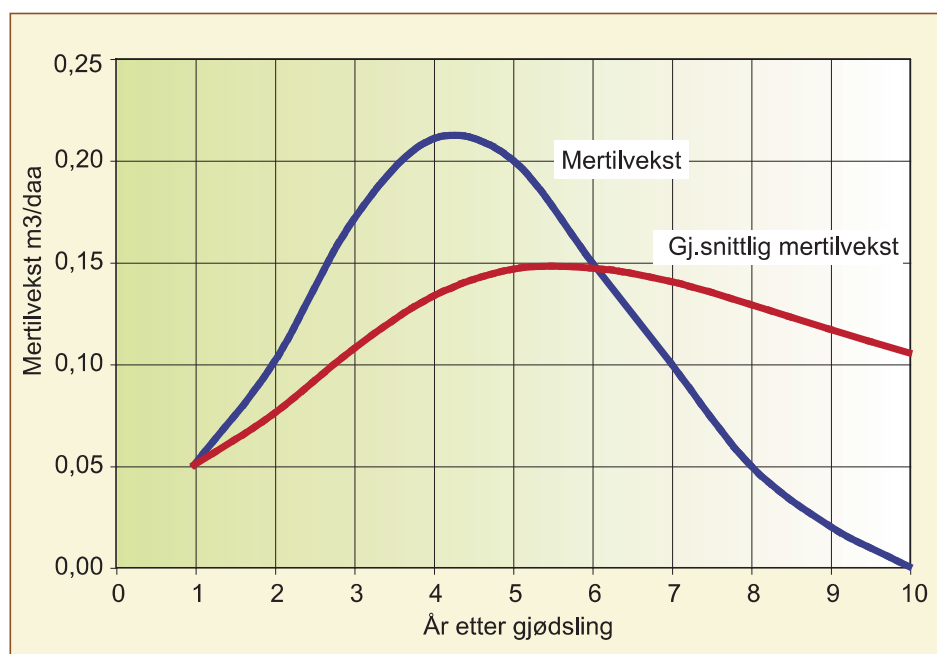
I Norge finnes det områder med god tilgang på plantetilgjengelig N, og områder med mindre tilgjengelig N. I begrensede områder på Sørlandet er deposisjonen av N såpass høy at det er lite nødvendig med gjødsel i disse områdene (Langerud et al., 2007). Ifølge Raulund-

Rasmussen et al. (2008) kan det være behov for N-gjødsling i områder med intensiv fjerning av biomasse, og der N-deposisjonen er under $15 \text{ kg ha}^{-1}\text{år}^{-1}$.

Gjødsling vil øke mengden plantetilgjengelig N fra jorda, noe som gir økt nålestørrelse og fotosyntese (Skogkurs, 2005). Ifølge Dyrhaug vil ikke mer enn 50 % av det tilførte plantetilgjengelige N bli utnyttet av plantene. En del blir lagret i biomassen i jorda (røtter og bakterier/sopp) og resten går tapt som gass, ved utvasking og avrenning.

De faktorer som påvirker utvaskingen og avrenningen er nedbør, tidspunkt for gjødselspredning og plantevekst etter spredning (Dyrhaug, 2011). Dersom gjødselstyrken blir større enn bestandets behov, vil avrenning og utvasking også øke. Derfor er det viktig å finne den riktige doseringen av N-gjødsel (Skogkurs, 2005).

Skogbrukets kursinstitutt anbefaler å tilføre ca. 15 kg N daa^{-1} i barskog (noe som tilsvarer $50 \text{ kg gjødsel daa}^{-1}$). Dette vil øke tilveksten med $0,1\text{-}0,2 \text{ m}^3\text{daa}^{-1}\text{år}^{-1}$ i en 6-10 års periode etter gjødsling. Etter 10 år vil gjødslingen ikke lenger ha noe effekt (Skogkurs, 2005). Figur 5 viser sannsynlig mertilvekst i furu og gran etter gjødsling med $50 \text{ kg kalkammonsalpeter daa}^{-1}$. Kalkammonsalpeter inneholder ca. 27 % N og noe Ca, Mg og B. Mertilveksten i bestandet økte kraftig i løpet av 5 år for så å falle tilbake mot nivået før gjødsling i løpet av 3-4 år (Skogkurs, 2005). Ifølge Skogbrukes kursinstitutt var effekten relativt lik på alle boniteter, unntatt kanskje på de aller beste.



Figur 5. Sannsynlig mertilvekst i furu og gran etter gjødsling med $50 \text{ kg kalkammonsalpeter per dekar}$ (blå linje), og gjennomsnittlig per dekar som funksjon av år etter gjødsling (rød linje) (Skogkurs, 2005).

Sur jord hemmer omdannelsen av N_2O til N_2 ved denitrifikasjon, og dermed tapes en større andel N som N_2O (Norsk landbruksrådgivning, 2011a). Kalking kan derfor være et viktig tiltak for å redusere utslippet av lystgass.

Jo mer biomasse som fjernes fra skogen, desto større er risikoen for at forvitring og avsetning ikke er tilstrekkelige nok til å kompensere tapet av næringsstoffer og kalkeffekt (Hjerpe et al., 2008). Siden en stor andel av næringsstoffene finnes i greiner og topper er risikoen for jordforsuring og utarming av næringsstoffer større når hogstavfall blir tatt ut ved HTU, enn ved KH (Hjerpe et al., 2008). Ved at barnålene får ligge igjen på bakken begrenses tapet av næringsstoffene betydelig, samtidig som man ikke trenger å kompensere tapet med gjødsel (Hjerpe et al., 2008).

Geografiske og geologiske faktorer spiller en stor rolle i vurderingen av gjødselkompenseringen. Skogsstyrelsen (2001) hevder at i forsuret skogmark (torvmarker) i sør-vest Sverige har plantetilgjengelige næringsstoffer gått tapt på grunn av utvasking og visse næringsstoffer er begrenset. Ved biobrenseluttak fra disse områdene bør nåler bli igjen, samt at gjødsling foretas. Kompenseringsgjødsel kan utelates ved HTU ved tynning eller rydding. Grunnen er at uttak og gjødsling kan føre til mye kjøring i skogen, noe som øker risikoen for skade på mark og skog. Dessuten er næringstapet ved GROT-uttaket av tynningsvirker/rydding relativt beskjedent, sammenlignet med uttak av GROT ved HTU.

Forestry Commission Group forteller at i forhold til Norge er veksten i Storbritannia vanligvis fosforbegrenset, samt at de høyereliggende områdene er naturlig næringsfattige. En fosforgjødsling kan produsere overdreven algevekst, som kan resultere i forstyrrelse av økosystemet. Omfanget vil avhenge av jordas egenskaper, tidspunktet for tiltaket, størrelsen på nedbørsfeltet og vannets egenskaper. Dette kan igjen resultere i tiltaksarbeid mot algevekst, noe som kan utgjøre en stor kostnad. Storbritannias lavland har ofte næringsrik jord og krever sjeldent gjødselstiltak (Forestry Commission Group, 2003).

Lover og regler for bruken av gjødsel er hjemlet i Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav (2003), mens kravet til utformingen av gjødselplan er regulert i Forskrift for gjødslingsplanlegging (Dyrhaug, 2011). Formålet med forskriften er «å sikre tilfredsstillende kvalitet på produkter som omfattes av forskriften, forebygge forurensningsmessige, helsemessige og hygieniske ulemper ved tilvirkning, lagring og bruk av gjødselvarer, mv. av organisk opphav, og legge til rette for at disse produktene kan utnyttes som en ressurs. Forskriften skal også bidra til en miljøforsvarlig forvaltning av jordsmonnet og ivareta hensynet til biologisk mangfold». Forskriften omhandler blant annet bruk, produksjon og omsetning av dyrkingsmedier, jordforbedringsmidler, organisk gjødsel og organisk-mineralsk gjødsel (Mattilsynet, 2007). Forskriften gjelder dermed bare organisk gjødsel som urea (sentvirkende N-gjødsel) og aske, men ikke syntetisk gjødsel som ammoniumnitrat.

4.2 Foryngelse og produksjon

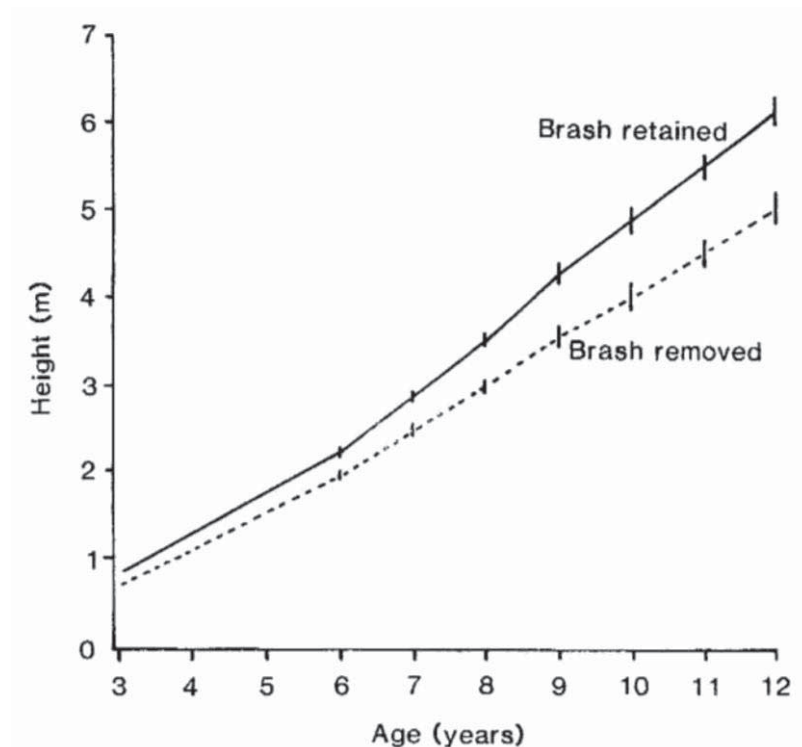
I dagens skogbruk er mange bekymret for at økt uttak av skogens biomasse kommer til å påvirke området produktivitet, og at det ikke er forenelig med lover og regler om en bærekraftig skogforvaltning. Ønsket om å kunne ivareta en fornybar ressurs, redusere CO₂-utslippene, og oppnå sosiale og skogskjøtselsmessige fordeler gjør at HTU vil komme til å øke i tiden fremover (Wilhelmsen et al., 2001).

Hvor mye tilvekst som reduseres og hvor mange år tilvekstreduksjonen vil vare, er usikkert. Resultatene er sprikende. Grunnen til dette kan være mangt, men de viktigste argumentene viser seg å være hvilke breddegrader man befinner seg på (klima og jordkvalitet) samt hvor mye av kronemassen (næringsmengden) som blir tatt ut av forsøksområdene. En nedgang på 5-15 % i tilvekst er blitt påvist i flere forsøk, mens andre har vist en motsatt effekt (Hanssen, 2010). Når det gjelder tilvekstreduksjon i antall år, kan tiden variere mellom 1 til 25 år.

Thiffault et al. (2011) fant ut at økt biomasseuttak kan redusere konsentrasjonen av basekationer i jord og lauvverk, men dette har ikke per dags dato vist å påvirke trees produktivitet. Scott et al. (2004) viste at fjerning av hogstavfall kan være skadelig for foryngelsen av en furubestand og at effekten av driftsformene er stedsspesifikke. De fant ut at et fem år gammelt amerikansk furutre kan få en volumnedgang på ca. 18 % etter HTU. Sammenlignet med amerikanske retningslinjer for evaluering av jordsmonnets produktivitet vil en volumnedgang på mer enn 15 % ikke være bærekraftig (Scott et al., 2004). Om HTU er bærekraftig eller ikke, vil i så fall være avhengig av jordas egenskaper - lavt produktive områder vil være mer sensitive mot hogstiltak enn høyt produktive områder. Redusert produktivitet kan være grunnet nedgang av P i P-fattig jord. Dermed kan intensivt uttak av biomasse være ikke-bærekraftig dersom jordforbedring etter hogst ikke blir iverksatt før en foryngelse (Scott et al., 2004).

Jacobson et al. (2000), fant også redusert volumvekst ti år etter heltretynning i nordiske forsøksfelt, med henholdsvis 5 og 6 % reduksjon i furu- og granbestandene. Helmisaari et al. (2011) hadde noenlunde samme resonnement. I den første perioden var furu- og granbestandene henholdsvis redusert med 4 og 5 %, mens i den andre perioden var resultatene henholdsvis 8 og 13 % lavere ved heltretynning enn ved KH (Helmisaari et al., 2011).

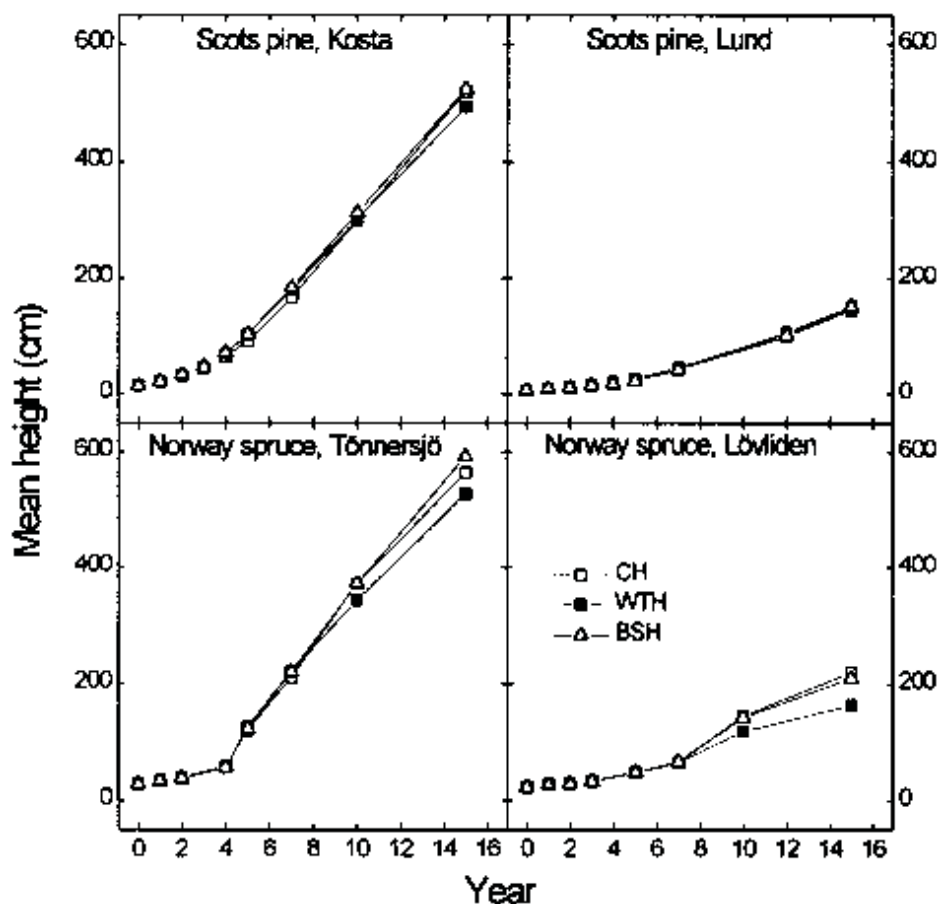
Andre generasjonen av sitkagranene hos Proe et al. (1996), plantet i 1981 på et næringsfattig område, hadde et redusert gjennomsnittlig trevolum fra 1986 og utover. I 1993 hadde trevolumet blitt redusert med hele 32 %, og var mest sannsynlig på grunn av økt mengde av næringsstoffer fjernet ved HTU (Proe et al., 1996). I forsøksfeltene som ble tilført gjødsel begynte ikke trevolumet å øke før år 1990, og i 1993 hadde det gjennomsnittlig økt med 13 % (Proe et al., 1996). Dutch (1995) gransket også tilveksten i irske skoger (se figur 6), og resultatet var sammenlignbart med Proe et al. (1996). De fleste forsøkene viste at reduksjonen i tilveksten kunne motvirkes med bruk av N-gjødsel (se kapittel 4.1.2).



Figur 6. Reduksjon i tilvekst av 2. generasjons sitkagran ved uttak av GROT (Dutch, 1995).

Egnell & Valinger (2003) fant også reduksjon i tilvekst av 2. generasjon av furu. Også i deres forsøk hadde plantene mindre tilvekst ved HTU enn ved KH. Forskjellen på biomasseproduksjonen ved de to hogstmetodene var omtrent på 20 %.

Egnell & Leijon (1999) fant motstridende svar: ikke all tilvekst ble redusert ved HTU. I deres forsøk ble to furu- og granbestander høstet av tre forskjellige høstingsalternativer: 1) KH, 2) alt høstet unntatt nåler og 3) HTU. Bestandene ble deretter plantet med furu og gran. Resultatene viste at det var en lavere overlevelse hos furubestandene etter alternativ 1, enn ved alternativ 2 og 3. På en lokalitet fikk furubestanden en større middelhøyde etter 5 år, men etter 7, 10 og 15 år ble det ikke observert noen effekt. Grunnflaten og gjennomsnittlig høyde ble noe redusert i alternativ 3 i forhold til alternativ 1 og 2, 15 år etter hogst for alle bestandene (Egnell & Leijon, 1999). Igjen ble det bekreftet at effekten av HTU ser ut til å være avhengig av ulike lokaliteter.



Figur 7. Effekter på tilveksten hos furu- og granbestand med ulike høstingsmetoder: KH (CH), HTU hvor alt blir høstet (WTH) og HTU hvor nålene ble lagt igjen på hogstfeltet (BSH) (Egnell & Leijon, 1999).

Langsiktige effekter kan være vanskelig å forutsi, selv etter 20 års observasjon (Egnell & Valinger, 2003). De potensielle effektene av økt biomasseuttak på jordas produksjonsevne (kan indikeres av veksten på trærne) er avhengig av lokale forhold, slik som næringsstofftilgang (hvor mye av kronemassen som blir tatt ut), fuktighet, lys, temperatur, vind, bonitet og jordkvalitet (Wilhelmsen et al., 2001; Scott et al., 2004; Sanchez et al., 2006). Forsiktighet må derfor brukes ved tolkning av mulige virkninger på lengre sikt (Egnell & Valinger, 2003).

4.3 Terrengtransport og kjøreskader

Hogstmaskiner er tunge maskiner som kan påvirke jordsmonnets struktur ved for eksempel å komprimere jorda. Størrelsen og vekten på maskinene har økt de siste årene og vil komme til å øke mer med effektivitetskrav og strukturelle endringer (Norsk landbruksrådgivning, 2011b). På tørt jordsmonn vil kjøreskade og jordpakking være mye mindre sammenlignet med når jorda er fuktig (Lund, 2003). Størrelsen på kornet har også mye å si på hvor alvorlige problemene kan bli. Jo grovere jorda er, desto mer vil jorda tåle å bli kjørt på (Lund, 2003). Risikoen for kjøreskader og jordpakking økes med hypotesene om et mer våtere og villere klima (Norsk landbruksrådgivning, 2011b).

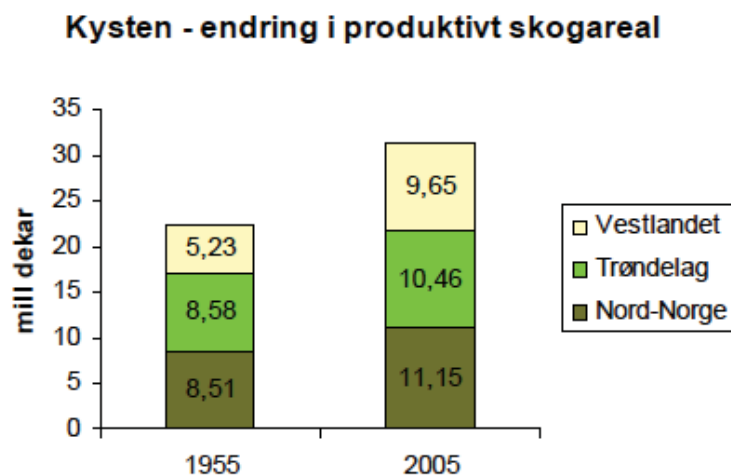
Komprimeringen av jorda kan redusere jordas permeabilitet. Samtidig som det blir vanskeligere å holde igjen vann, blir lufta presset ut av jorda og oksygenmangel oppstår. Konsekvensene kan være begrenset rotutvikling, endret jordvannkjemi, tregere omdanning og mineralisering, pluss at N lett går tapt til luft (Ballard, 2000; Lund, 2003). Jordpakningen øker tapet av N i form av lystgass og fritt N (Norsk landbruksrådgivning, 2011b). Det er blitt påvist tap av om lag 1-3 kg N daa⁻¹. Grunnen kan skyldes denitrifikasjon (Norsk landbruksrådgivning, 2011b).

Ved markberedning har traktoren nok krefter til å løse opp pakkingen, men i de fleste tilfeller vil planterøttene ikke greie å utvikle seg raskt nok til å forsyne planten med vann og næring (Norsk landbruksrådgivning, 2011b).

Kompakt jord kan hemme gassutvekslingen mellom jorda og atmosfæren, noe som genererer karbonsyre, og kationutvaskingen vil øke der jord-pH ikke er veldig lav (Ballard, 2000). Nedsatt gassutveksling resulterer også i anoksisk mikroklima og kan føre til denitrifikasjon og reduksjon av Mn, Fe og S (Ballard, 2000).

Overflateavrenning og fare for erosjon øker også når jorda er pakket (Lund, 2003). Ved kompakt jord vil overflødig vann bli langsomt tørket opp (Lund, 2003). Økt avrenning av vann på overflata øker dermed risikoen for erosjon, med resultatet av tap av jord og næringsstoffer til vassdragene (Norsk landbruksrådgivning, 2011b). Dette vil påvirke vannkvaliteten nedstrøms ved for eksempel formering av fisk (Nisbet et al., 1997).

Ifølge Sverdrup-Thygeson & Framstad (2007) vil en eventuell bioenergi høsting i bratt terreng, spesielt på Vestlandet, føre til utfordringer knyttet til erosjon, svekket økonomi grunnet dårlig fremkommelighet og økte utgifter ved skadeoppretting. Landskogstaksering gjennomført av Skog og landskap viser at kystskogen (Vestlandet, Trøndelag og Nord-Norge) i løpet av 30 år vil få et produktivt skogareal på om lag 36 mill. daa, som et resultat av tilplanting med gran, og i noen grad sitkagran, i de ytre kyststrøkene etter 2. verdenskrig (Øyen, 2008). Nå som disse skogene er klare til å avvirknes må det planlegges godt før hogsten kan finne sted.



Figur 8. Stående volum under bark (alle treslag) for kysten per 1955 og 2005 (Øyen, 2008).

Økt bruk av gravemaskin til å bygge midlertidige skogsveier i forbindelse med hogst (med vanlig hogstmaskin/lassbærer) kan være lønnsomt, men det kan også føre til økt erosjon (Clarke, pers. med.). Planleggeren må være kjent med driftsmetodene og driftsutstyret, spesielt i bratt terreng, sånn at veier og standplasser for vinsj/taubaner plasseres slik at tilgjengelig driftsutstyr kan betjene hele skogarealet (Johnsrud, 2007). Etter drift bør veiene plantes til, slik at eventuell erosjon og produksjonstap på 10-15 % av skogarealet som veiene representerer, ikke går tapt (Johnsrud, 2007).

I høyereliggende skogsområder (fjellskogsområder slik som på Vestlandet) pleier jordsmonnet å være grunt og vanligvis godt til moderat drenert, næringsfattig (se også kapittel 2.1), surt, skjørt, og risikoen for vindfelling kan være stor siden trerøttene ikke klarer å penetrere langt nok ned i jorda (Bennett, 2010). Fuktighetsnivået er ofte høye i fjellskogsområdene på grunn av økte nedbørsmengder (Bennett, 2010). Fuktige forhold kan øke avrenningen av næringsstoffer og dermed forsuring av området. Risiko for erosjonsskader kan være høy i disse områdene.

AT Skog, som har hatt en lang erfaring med kjøreskader, forteller at kjøreskadene kan bli verre der det er brunjord og myr, men mindre der det er morene og berglendt. Som oftest er granmark og lauvvskog mer utsatt for kjøreskader enn furumark (AT skog, 2006). «Barlegging av kjøretraser er trolig det viktigste tiltaket i valgt driftsveg», bemerker AT Skog.

I vinterhalvåret, dvs. i snødekte perioder med telelag, vil hogst som foregår i disse periodene ha mindre problemer med jordpakking og andre kjøreskader enn i perioder med vekslende tining og frysing (Eltun et al., 2010).

Flere sjeldne arter forekommer i høyereliggende områder. Skogsdrift i disse områdene vil komme til å påvirke artenes levedyktighet (se også kapittel 4.5).

Istykkerkjøring av læger kan også være et viktig resultat av skogsdriften (Sverdrup-Thygeson & Framstad, 2007). Sverdrup-Thygeson et al. (2005) fant at ca. 30 % av 118 undersøkte flater som ble avvirket i 2001-2003, hadde istykkerkjørte grove læger (>30 cm). Omtrent 40 % av lægeret ble skadet av overkjøringen. Sverdrup-Thygeson et al. (2005) viste også til finske studier som hadde antydnet det samme (Hautala et al., 2004). Hautala et al. (2004) fant at jo mykere det døde vedet er, desto større var tapet av lægene. Læger av bartrær var mer utsatt enn læger av løvtrær, også læger som var sent i nedbrytningsstadiet var mer utsatt enn læger i det tidlige stadiet (Hautala et al., 2004; Sverdrup-Thygeson et al., 2005).

Overkjøringen av læger kan føre til at arter blir klemt i hjel, men også til at nedbrytingen av læger går raskere. Økt nedbrytningshastighet kan føre til at pionearter av visse vedboende arter blir redusert i disse makro-habitatene (Sverdrup-Thygeson et al., 2005). Uttørring, som et resultat av overkjøringen, kan også påvirke mykorrhiza-arter, næringslager og jordbunnsorganismer (Sverdrup-Thygeson et al., 2005).

4.4 Skogbruk og vann

Vann og vannets økosystem er en viktig naturressurs som spiller en stor rolle i skoglandskapet: det binder sammen landskapet, avspeiler det som skjer i jorda og støtter et bredt spekter av plante-og dyrearter (Henrikson, 2009).

Vann er hele tiden i bevegelse i et kretsløp: «Nedbøren som faller ned på jorda siger ned i bakken og blir til jordvann. En del av jordvannet synker videre ned og blir til grunnvann, som strømmer ut i utstrømningsområder som bekker, innsjøer og havet. Hele tiden skjer en fordamping fra jord, vegetasjon og vannflater. Vanndampen gir regn, og kretsløpet er fullført» (Henrikson, 2009).

Ifølge *Brosjyre om skogbruk og vann* (Henrikson, 2009) er «skogbruket sjelden en årsak til at mange vassdrag i dag har dårlig kvalitet. Tvert imot. Skogen er en rensepark for nedbør med langtransportert forurensing. Men skogen kan også være med å påvirke vannkvaliteten negativt, og menneskelig aktivitet kan redusere skogens evne til å være filter og rensepark». Den største naturlige eksportveien av næringsstoffene fra skogen er gjennom utvasking med sigevannet ved planterøttene (Raulund-Rasmussen et al., 2008). Høsting av biobrensel kan øke næringsstoffets tilstrømning mot buffersonen ved at redusert evapotranspirasjon fører til økt avrenning (Gundersen et al., 2010). Redusert næringsopptak hos vegetasjonene øker nedbrytningsprosessen som igjen øker næringsstoffsavrenningen, samt at eksponering av jord til overflateavrenning øker erosjonsrisikoen (Gundersen et al., 2010).



Figur 9. Vannets kretsløp (Henrikson, 2009).

Jordvann inneholder en mengde tilgjengelige plantenæringsstoffer som kan nå planterøttene gjennom fri vannstrømming, gjennom jordorganismer og/eller ved at røttene trekker vann til seg via osmotiske og kapillære krefter (Ringnes, 2011). Solbraa (2001) går ut fra at trærnes tilgang på vann er avhengig av nedbørsmengder og -hyppighet, tilstrømning i form av overflate- og grunnvann, jordens evne til å holde på vann og tapene i form av avrenning, fordampning og forbruk ved vekst og transpirasjon. Solbraa regner med at dersom jordmassene blir mettet med vann eller at jorden er frosset, vil overflødig vann renne/dreneres

bort som overflatevann eller som grunnvann. Hemning av aktiviteten til jordorganismene og faren for tap av næring og forurensning via avrenning kan dermed øke (Ringnes, 2011). Hemning av jordorganismenes aktivitet kan føre til anaerobe forhold og senere resultere i opphopning av drivhusgassene CO₂, CH₄ og N₂O.

Risikoen for avrenning vil øke ved langvarig, kraftig regn (Solbraa, 2001). Siden trær holder igjen forurensning fra luft, og vannet gjennomgår filtrering og biologisk rensing gjennom jordmasser i skog, vil grunnvannet ofte være av bedre kvalitet som drikkevann enn overflatevann (Solbraa, 2001). Solbraa (2001) mener at «etter snauhogst frigir nedbrytingen av humus og hogstavfall næringsstoffer som kan føre til oppblomstring av vannlevende organismer og forurensning overflatevann. Store mengder av slik strø vil redusere vannkvaliteten for de fleste bruksmåter» (Solbraa, 2001).

Irske Forest Service nevner i sin *Forest and water quality guidelines* at hver elv eller innsjø har et unikt nedslagsfelt: «Noen nedbørsfelt er mer sårbare enn andre for endringer i vannkvalitet, grunnet deres spesielle jordsmonn og underliggende geologi. Skogbruket og tilhørende virksomhet innenfor nedslagsfeltet kan også ha stor betydning for volum og kvalitet av vann som strømmer inn i den aktuelle elva eller innsjøen. Alle grunneiere har av den grunn et ansvar for å spille sin rolle i å bevare og styrke den generelle kvaliteten på nedbørsfeltet» (Ryan, 2000).

Redusering av terrengskader og økt fokus på buffersoner (kantsoner) er viktige miljøtiltak for å redusere erosjon og avrenning av næringsstoffer til vann og vassdrag (Hansen, 2011). En buffersone er en sone som enten settes igjen eller som skapes for å beskytte vannmiljøet (Henrikson, 2009). I naturen er kantsoner svært vanlige. Buffersonene utgjør mer enn 2,3 % av skogarealene i de fem nordiske landene som ble undersøkt av Gundersen et al. 2010 (bredde på 10 m langs strandlinjen på begge sider for bekker og elver for å estimere potensialet for buffersoner). Buffersonene utgjør omtrent 1,5 mill. ha, noe som er i størrelsesorden med to ganger den årlige hogsten. Grunnet rikelig tilførsel av vann og næringsrik sediment blir trær og planter trukket ned til elvebreddene. Kantsoner er hjem for mange arter, avhengig av de spesielle forholdene som råder der.

Kantsonen tjener flere formål, blant annet (Henrikson, 2009):

- Regulerer lys og temperatur i vannet, vannets strøm m.m.
- Tilfører næring i form av løv og småkryp til fisk og smådyr. Død ved som skaper livsmiljøer for fisk og smådyr, og er viktig for denitrifikasjon.
- Filtrerer løse næringsstoffer og partikler, stabiliserer vannkanten, reduserer vanntap gjennom fordamping, samt kontroll med flom.
- Består vanligvis av nøkkelbiotoper samtidig som det fungerer som en spredningskorridor for både planter og dyr. Ofte høy planteproduktivitet som gir høy C-binding. Per enhet kan kantsoner inneholde mer C og binde mer C enn høyereliggende skoger siden jordsmonnets C-lagring i stor grad er avhengig av

jordfuktighet og er generelt økende med våtere forhold (Gundersen et al., 2010).

- Buffersoner kan muligens påvirke jordsmonnets C lagring gjennom reduksjon i erosjon og for eksempel gjennom mindre nedbrytning på grunn av lavere jordtemperaturer i skyggen (Gundersen et al., 2010).
- Reduserer mengden av sedimenter som transporteres fra land og ut i bekker eller elver. Fungerer derfor vanligvis som en sink for sedimenter og næringsstoffer og sikrer at områder nær vassdrag er tilgjengelig for jordbruk og skogbruk.
- Når høyereliggende områder inneholder mye skog vil nærings- og jordpartikkeltransporten ned til buffersonen være liten, i motsatte tilfeller vil store mengder partikler bli sluppet ut i vassdragene (Gundersen et al., 2010).

Siden lauvtrær (or, spesielt svartor (*Alnus glutinosa*)) har en N-fikserende effekt samtidig som de er den beste tresorten til å binde erosjonsutsatte kanter, er de ifølge Skogsstyrelsen best som kantsonetrær. I områder der flom er sjelden kan innslaget av gran øke og utkonkurrere lauvtrærne (Henrikson, 2009). Dessuten har skogbruket ofte drevet slik at det er mest bartrær og mindre løvtrær. Skogsstyrelsen går ut ifra at grantrærne kan være negativt i forhold til forsuring (granstrø er surt, mens strø fra løvtrær er basisk), liv i vann og vannkvalitet.

Skogsstyrelsen forutsetninger for kantsonen (Henrikson, 2009):

- Være sammensatt av ulike treslag, gjerne med stort innslag av løvtrær.
- Være sjiktet med et godt grønt plantedekke i skogbunnen, innslag av busker er bra for artsmangfoldet.
- Består av trær med ulik alder, og med innslag av gamle trær.
- Ha innslag av døende og døde trær.

Storbritannia (Forestry Commission Group, 2003) skriver at den primære årsaken til forsuring av ferskvann i Storbritannia er deposisjon av forsurende S- og N-forbindelser fra forbrenningen av fossilt brensel, spesielt i områder der disse forsuredde stoffene overstiger bufferkapasiteten i jorda og underliggende bergarter der vannet passerer før avrenningen til bekker og elver. De mest forsuredde områdene i Storbritannia finnes i høylandet hvor nedbørsfeltet er lite basisk, med langsomt forvitrede bergarter slik at den forurensende nedbøren enkelt kan forsure vassdragene (Forestry Commission Group, 2003). Ifølge britene forblir forsuringen av overflatevannet et stort problem i deler av det sentrale og sørvestlige Skottland, Wales og Nord-Irland, selv om det i dag blir utført utslippskontroll i Storbritannia. Dette gjelder spesielt N, siden de viktige kildene til N er motorkjøretøyer og jordbruk.

Forestry Commission Group har identifisert nitrat utlekking fra eldre skogbestand i områder med høy N-avsetning, for eksempel i deler av Wales og Sør-Skottland. Det er bekymring for at skogsjord blir stadig mer mettet med N, og at dette kan føre til en markert økning i nitrattap og dermed forsuring (Forestry Commission Group, 2003). I dag blir N-

avsetning og dens rolle i forsurening fortsatt undersøkt i en rekke forskningsprogrammer.

I forsurede sensitive nedbørsfelt bør hogst av store områder unngås for å redusere sannsynligheten for slike forsuringsproblemer. Skogrestaurering kan ha en rolle å spille i å fremme biologisk gjenvinning i forsurede områder ved å for eksempel eksponere vassdraget for mer sollys. Fjerning av nåletrær som kaster tunge skygger på vannet har vist seg å forbedre ferskvann og elvebreddebufferens habitater, samt økt fiskemengden.

MiS håndboka krever avgrensninger med buffersoner der det er mest vindutsatt eller der det vil være høy solinnstråling etter hogst. En veiledende størrelse på slike buffersoner kan være på størrelsesorden 25-50 m, med forutsetning om variasjon i buffersonen etter hvor påvirkningen er størst (sydvendte områder, i kanten mot vann m.m.) (Baumann et al., 2002). Jo mer fuktighet, desto større må buffersonen være (se LS for veiledning).

LS kravpunkt om bredden til kantsonen har blant annet har ført til at færre vann, myrer og vassdrag mangler buffersoner, og at man i større grad varierer bredden på buffersonene og tilpasser dem til forholdene på stedet (Sverdrup-Thygeson et al., 2005). Men det er fremdeles forbedringspotensiale, slik som bevaring av kantsonenes økologiske funksjoner (Sverdrup-Thygeson et al., 2005).

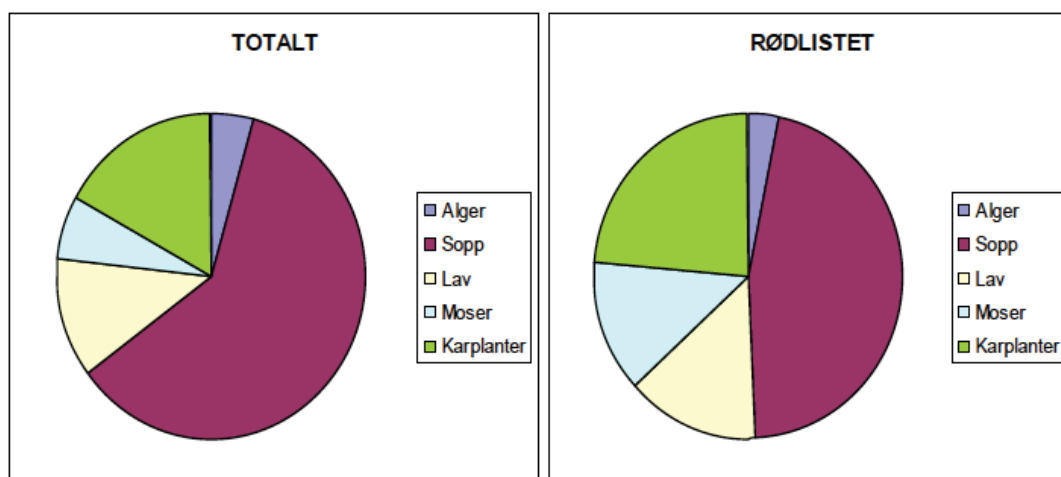
Gundersen et al. (2010) hevder at buffersonene generelt ikke er direkte integrert i lovverket i de nordiske landene. Selv om det fantes regler og retningslinjer for buffersoner var disse ikke velutviklet, heller var de spredt i ulike forskrifter og anbefalinger. På Island hadde man knapt gitt buffersonene en tanke, mens Norge og Sverige er de nordiske landene med flest eksakte regler og utkast for hvordan buffersonene skal bli forvaltet (Gundersen et al., 2010). I Norge er lover og regler om bruken av buffersoner hjemlet i blant annet forskriften om Krav til jordarbeiding og miljøtiltak, LSs kravpunkt om kantsone, skoglovens miljøforskrift, vannressursloven og forurensningsloven. Også EUs Vanndirektiv (2000), som tredte i kraft i 2000, har som formål å beskytte, og om nødvendig, forbedre kvaliteten av ferskvann, kystvann og grunnvann, og sikre en bærekraftig bruk av vannforekomstene (Tesli et al., 2006). De svært høye miljømålene i direktivet vil sette rammer for de fleste aktiviteter og tiltak som er knyttet til vann (Tesli et al., 2006) herunder skogbruk.

Nordiske skogministre har i de senere år uttrykt en spesiell interesse for vern og bærekraftig bruk av skog gjennom Selfoss-deklarasjonen (Nordiske skogministre, 2010). Deklarasjonen belyser hvordan det nordiske skogbruket best skal kunne møte klimaendringer og krav om god vannkvalitet (Regjeringen, 2008).

4.5 Biologisk mangfold (insekter og bunnvegetasjonen)

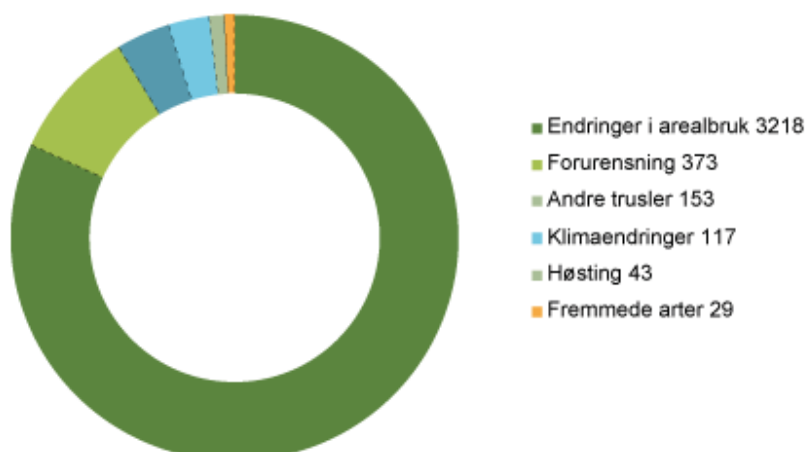
Av det skogarealet som finnes i Norge regnes 25 % som produktiv skog (SSB, 2009), og det er i slike skogareal at man finner det største biologiske mangfoldet (BM). BM omfatter alle biotiske former som finnes på jorda. Det er tre hovedgrunner for å bevare BM: *økonomiske* (anvendelse av urter og sopp til medisin, organismer som brukes til biologiske bekjempelse av skadeinsekter), *økologiske* og *etiske verdier* (*verdier* bygger på artenes funksjon i naturen og deres egenverdi) (Hågvar, pers.med.). Til tross for at høyere bonitet huser flere arter er det likevel slik at områder med lav bonitet kan også være viktige for visse arter, såkalte rødlistede arter.

Den norske rødlista gir en indikator på tilstanden til sårbare og truede arter i Norge. Halvparten av de norske rødlistede artene befinner seg i skogen og domineres av insekter og kryptogamer (sporeplanter – planter som formerer seg ved sporer). Figur 10 viser hvor stor andel av den totale mengden av norske alger, sopp, lav, moser og karplanter som er på rødlisten 2010.



Figur 10. Oversikten over andelen av alger, sopp, lav, moser og karplanter som er listet opp på Rødlista 2010 (figur: Høiland, 2011. Kilde: Artsdatabanken, 2011).

Norsk Rødliste 2010 viser at 4599 norske arter har problemer innenfor landets grenser (Artsdatabanken, 2011). Den største trusselen er endringer i arealbruk, slik som økt veibygging og bruken av tunge hogstmaskiner som kan gi store skader på jordsmonnet. Skadene kan videre ha en innvirkning på næringsnett og biogeokjemiske sykluser i skogen, og dermed påvirke skogens fremtidige utvikling. Hele 82 % av rødlisteartene trues av dette (figur 11).



Figur 11. Oversikten over trusler mot naturmangfold (figur: Miljøstatus, 2010. Kilde: Artsdatabanken, 2011).

Andre viktige årsaker til nedgangen av arter i skogen er den store reduksjonen av områder med naturlig skog, samt de ulike skogbrukstiltakene, og at grove døde trær og store levende trær er blitt tatt ut i tillegg til GROT-uttaket (Framstad et al., 2009). Introduksjon av nye arter kan også være en stor trussel mot BM. Planting av fremmede treslag har ført til endring i de naturlige skogsøkosystemene, slik som på Vestlandet og i Nord-Norge hvor planting av gran er et økende problem (Miljølære, 2011).

Bellona mener at det finnes vitenskapelige undersøkelser som viser at utryddeshastigheten nå kan være opp mot tusen ganger raskere enn det som er naturlig (Bellona, 2011). FNs 1000-års studie antyder også at tapet av naturmangfold skjer 100 til 1000 ganger raskere i dag enn for 50 år siden (2010 Naturmangfoldåret – MD, 2010). Utarmer vi BM undergraver vi også vårt eget levegrunnlag (Bellona, 2011).

I 2002 ble et 2010-mål fastsatt av FN, det såkalte Naturmangfoldåret hvor alt tap av naturmangfold skulle stoppes innen 2010. Til all uhell ble ikke 2010-målet nådd og mange kritiserte målet for å ikke være veldefinert, parallelt med at det var uoppnåelig. I 2010 prøvde FN igjen på et nytt mål – 2011-2020 - målet, denne gangen med mer realistiske mål og økt fokus på fremtidige forhandlinger (2010 Naturmangfoldåret - MD, 2010).

Norge, som andre medlemsland av Biomangfoldkonvensjonen, har sine forpliktelser ved blant annet å kartlegge og overvåke nasjonale BM. Men i forhold til de andre medlemslandene har Norge også ansvar for å være leverandørland og mottakerland av genressurser, brobygger i forhandlinger mellom u-land og i-land, og foregangsland gjennom naturmangfoldloven. Norge er også første land i verden som pålegger sine brukere å følge lovgivning i leverandørlandet.

Bunnvegetasjonen er en viktig komponent i skogen. Bunnvegetasjonen kan fungere som en sluk for næringsstoffene etter HTU. Ved at et nytt bestand blir etablert like etter sluttavvirkningen vil de negative effektene av HTU (blant annet kapasiteten av bindingen av næringsstoffer hos bunnvegetasjonen) bli kortvarig da total biomasse og næringsstoffinnhold etter HTU vil være på likt nivå med, eller større enn, det den var før hogst (Palviainen et al.,

2005). Etableringen av nye bestander av gran og furu har vist å være høyere ved HTU enn ved KH (Wilhelmsen et al., 2001). Ved HTU vil skogbunnen bli mer eksponert for sola og bunnvegetasjonen vil dermed etableres raskere (Wilhelmsen et al., 2001).

Uttak av hogstavfall kan redusere plantenes og dyrenes sjanse til å skaffe seg vekstsubstrater, ly fra ekstreme mikroklimaer (tørke og ekstreme temperaturer) og gjemmested mot predatorer. I prosjektet *Effekter av uttak av hogstavfall på moser og karplanter* fant Åström et al. (2005) at uttak av hogstavfall førte til fysiske og kjemiske endringer på hogstflatene, som igjen førte til endringer på mosenes og karplantenes artssammensetning og reduksjon av deres artsrikdom (samt Palviainen et al., 2005). Uttaket av hogstavfall kan også endre plantesamfunnene og suksesjonene i området etter hogst (Framstad, 2007). Det kan føre til nedgang for næringskrevende arter som for eksempel – bringebær, samt nedgang for arter på organisk substrat som sopp og moser (Framstad, 2007).

Økt mekanisk forstyrrelse som fjerner gjenværende vegetasjon og som eksponerer mineraljorda kan også spille en viktig rolle i denne sammenheng (Åström et al., 2005). Det er viktig at klynger av trær blir satt igjen ved hogst for å skape ly og beskytte bunnvegetasjonen i disse bestandene, samt at tiltaket også vil forbedre habitatet for andre organismer og beskyttelse for småplanter (Åström et al., 2005).

Fahey et al. (1991) viste at avvirkning kunne føre til at gress klarte å etablere seg dobbelt så raskt ved HTU enn ved KH, tilsynelatende fordi hogstavfall skygget bakken ved KH. Dette resultatet bidro sannsynligvis til å forklare høyere utvasking av næringsstoffer fra rotsonen ved KH enn ved HTU, og at det fortsatte å lage en høyere andel av biomasse i løpet av de første fire årene etter HTU (Fahey et al., 1991). Bergquist et al. (1999) fant ikke noe forskjell på hogstmetodenes påvirkning på gressets vekst (Bergquist et al., 1999).

Insekter: Skogsdrift i høyereliggende skogsområder kan redusere og påvirke de sjeldne artene som bare finnes i disse områdene. Ved hogst vil hauger av hogstavfall bli liggende på bakken før de blir transportert til varmekraftverk. Haugene med hogstavfall kan være drapsfeller for noen rødlistede arter (saproxytiske insekter) som er ute etter nye habitater. Insektene inkludert egg kan bli tatt med inn i forbrenningsovnen og bli tilintetgjort (Jonsell, 2008; Framstad et al., 2009). Dette kan forhindres ved at tidspunktet for GROT-uttaket blir vurdert ut ifra når insektene er på søk etter nye levesteder, og at GROT-lagringen blir bestemt ut ifra når insektene legger egg (Schroeder, 2008). Skogsstyrelsen hevder at innsamlingen av hogstavfallet bør unngås i perioder hvor det foregår yngel, slik som om sommeren. Hvis sluttavvirkningen blir gjennomført mellom 1.september og 15.april bør hogstavfall bli tatt ut rett etter avvirkningen eller før 15 april. Om dette ikke er mulig bør det øverste laget i hogstavfallshaugen bli lagt igjen på feltet

Store trær og grove, døde, råtnende trær er blitt sett på som nøkkelfaktorer (makro habitat). Når mengden av døde trær blir fjernet, kan dette påvirke et helt økosystem som er avhengig av disse gamle trærne. En langsiktig reduksjon i tilførselen av organisk substrat kan føre til endringer i artssammensetning og deres mangfold.

Grove døde trær er kjent for å være et viktig habitat for saproxylliske (tre-levende) organismer (Grove, 2002). Et eksempel på et tre-levende insekt er trebukken *Tragosoma depsarium*: som lever av stammer, grener og stubber. Fuktighet og skygge er viktige faktorer for denne arten. Ved hogst vil det mikroklimaet bli påvirket, samt at all næringen blir borte (Framstad et al., 2009).

Nyere forskning viser at saproxylliske organismer er følsomme for skogforvaltningen. Denne sensitiviteten er et produkt av organismenes tilknytning til et habitat som har en tendens til å avta i forvaltede skoger, og mange av disse tre-levende artene er nå regionalt utdødd i Vest-Europa (Grove, 2002). Tiltak for å beskytte habitatet av hule-avhengige virveldyr kan sikre overlevelsen av noen saproxylliske insekter, men med mindre deres behov er ikke godt nok vurdert, er det fortsatt stor risiko for at mange andre arter kan gå tapt grunnet ødeleggelsen av deres makrohabitat (Grove, 2002). De gjenværende stubbene etter hogst er også gode potensielle habitater for saproxylliske organismer. Derfor kan effekten på saproxylliske organismer være betydelig dersom stubber høstes i stor skala (Jonsell, 2008).

Mangel på døde trær kan redusere mengden av nedbrytere slik som sopp, bakterier og insekter. Sopp er den viktigste nedbryteren i skogen siden noen sopparter har evnen til å bryte ned lignin. I boreal skogsjord finnes det to hovedgrupper av sopper: 1) *saprofytter* – lever på døde materialer på barmatten i skogen, de mobiliserer C. 2) *symbionter* – lever i samliv eller i mutualisme med andre levende organismer, som regel planter. Soppmycelet (sopprot eller mykorrhiza) og trærnes røtter vokser sammen på en slik måte at det foregår en utveksling av næringsstoffene (Snl, 2011). Trærne får vann- og mineraltilførsel, mens soppen får karbohydrater fra treet. Soppene finnes i de dypere jordlagene hvor de mobiliserer N. Mykorrhiza-soppene beskytter også trærnes røtter mot skadelige sopper som for eksempel rotkjuke (*Heterobasidion annosum*) og honningsopp (*Armillaria*) (Sverdrup-Thygeson et al., 2002).

Ved økt uttak av hogstavfall vil det derfor føre til nedgang av saprofytt-sopper, mens mykorrhizaene i noen omstendigheter bli endret. Ved mekaniske forstyrrelser kan røttene bli eksponert, noe som kan føre til en nedgang av mykorrhiza-soppene.

Planter (spesielt ved naturlig foryngelse) som lever av mineraliseringen av de nedbrytbare organiske materialer vil ikke ha næringsstoffer til å brødfø seg med, insekter som lever av nedbrytere eller som bare finnes i ulike deler av et tre (tre-levende insekter), vil også forsvinne, organismer fra høyere næringsnivå vil bli påvirket. Et viktig eksempel er hakkespetten. Hakkespettene er nøkkelarter, i kraft av at de utfører bestemte funksjoner som er viktige for andre arter, spesielt svartspett (Hjermann, 2011). Svartspetten lever av kongler og insekter. Blir gamle trær og insekter borte, vil det ikke være noen svartspetter igjen som hakker ut reir til andre skogsboende arter. Med andre ord vil hele næringskjeden bli «forringet».

Biologisk mangfold er et veldig viktig og sårbart emne i skogbruket. SABIMA, og andre biologiske foreninger i Norge, kjemper mang en kamp mot skogbruket for verdien av

det biologiske mangfoldet. Skogen inneholder mange arter som er både listet og ikke listet opp i Rødlista.

I evalueringen av LS har Sverdrup-Thygeson et al. (2005) kommet fram til at LS-Standardens kravpunkter om livsløptrær, samt store grove trær og død ved, trolig har ført til at mengden av viktige nøkkelbiotoper har økt noe. Da en del studier har vist en økning på istykkerekjørt læger, har mange stilt spørsmålstegn ved om entreprenørene tar nok hensyn til læger ved hogst (Sverdrup-Thygeson et al., 2005). Dette er i så fall et stort problem i forhold til det biologiske mangfoldet.

Kritikk som er blitt rettet mot MiS har vært vedrørende (Sverdrup-Thygeson et al., 2009):

- selve registreringsprosessen - kritikk for hvordan denne prosessen har foregått.
- MiS som byråkratisk ordning, om ordningen fungerer etter hensikten, samt evnen MiS har til å verne om viktige livsmiljøer.

I sin helhet har innføringen av MiS gjort at man har fått øynene opp for biologiske viktige områder og dermed innføring av et mer bærekraftig skogbruk. I sin 2009-versjon av evalueringen av MiS har Sverdrup-Thygeson et al. kommet fram til at sertifiseringsordningen med LS i hovedsak har fungert ganske bra. Dette forutsetter igjen «rutiner som sikrer en kvalitetssikret innhenting av miljøinformasjon, av registranter som har fått tilstrekkelig opplæring og som er kalibrert både innen og mellom regioner og utførende institusjoner» (Sverdrup-Thygeson et al., 2004).

Hvor forsvarlig registreringene er, blir også påvirket av skogeierne oppfatning om hvordan MiS-ordningen vil påvirke deres virksomhet. MiS-ordningen kan, for en del skogeiere, blant annet oppleves som å miste noe av råderetten over egen eiendom. Dersom skogeierne må avholde noe av sin eiendom til for eksempel vern, kan dette gi store økonomiske tap. Skogeierne vil derfor ofte ha kritikk mot ordningen (Sverdrup-Thygeson et al., 2004). Imidlertid retter en del skogeiere ros mot ordningen. De uttrykker blant annet at registreringen fremmer viktige miljøtiltak i skogene.

5. Eksisterende anbefalinger

I de siste årene har forskere prøvd å gi en oversikt over potensialet for bioenergi i Norge, hva som kan være optimalt å bruke, og hvilke konsekvenser bruken kan medføre (blant annet Hohle, 2005; Langerud et al., 2007; Sverdrup-Thygeson & Framstad 2007; Framstad et al. 2009). Utredningene viser at det på kort sikt er biomasse fra skogen, i form av GROT og muligens tynningsvirke, som har størst praktisk potensial (se tabell 1).

Tabellen under gir en sammenfattet oversikt over effektkategoriene ved bruken av GROT, i tillegg oppsummerer den hvilke land anbefalingene er blitt hentet fra. Det finnes per i dag ikke noen regler eller anbefalinger for tiltak som skal hindre C-reduksjonen i jorda. Imidlertid kan man se C-problematikken i sammenheng med fysiske effekter (erosjon osv.) (se kapittel 4.2). Fornybardirektivets artikkel 17 - *kriterier for bærekraftig biobrensel og biodrivstoff* har noen kriterier angående C (jf. fornybardirektivet). Det finnes heller ingen anbefalinger for «foryngelse og produksjon»; dette kan dog sees i sammenheng med næringstap.

Sertifiseringsordninger er under utvikling for C-reduksjon. Et godt eksempel er «International Sustainable and Carbon Certification» (ISCC), som er et bærekraftig sertifiseringssystem for biomasse og bioenergi. Målet med ISCC å redusere risikoen for ikke-bærekraftig produksjon av biomasse og/eller bioenergi, samt klimagassutslipp fra biodrivstoff i hele verdikjeden (ISCC, 2011). ISCC fikk sin offisielle anerkjennelse juli 2010, og har blant annet følgende prinsipper (ISCC, 2011):

- 1) Biomasse skal ikke produseres på arealer med høy verdi av BM, høyt C-lager, eller fra torvland. HCV (High Conservation Values)-områder skal være beskyttet.
- 2) Biomasse skal være produsert på en miljømessig forsvarlig måte.
- 3) Biomasseproduksjonen skal skje i samsvar med alle gjeldende regionale og nasjonale lover, og skal følge relevante internasjonale avtaler.

Tabell 8. Oversikt over ulike brukte anbefalinger fra forskjellige land, sortert under de ulike effektkategoriene.

Land	Næringsstap og gjødseltilføring	Asketilbakeføring	Terrengtransport og kjøreskader	Buffersone og erosjon	BM
British Columbia	Tømmer og skogens helse (for mer informasjon se: http://www.bclaws.ca/EPLibraries/bclaws_new/document/ID/freeside/12_14_2004#part4_division2) Bestandet blir etablert så fort som mulig etter sluttavvirkningen av en autorisert person. Helst innen 12 måneder etter avsluttet hogst.		Gjenoppretelse av et område etter utført avvirkning dersom: - området er av komprimert jord, og at det er av minimum 1 ha i størrelse. - vesentlig forbedrer produktiviteten og den hydrologiske funksjonen til jorda innenfor området. - ikke skaper en uakseptabel risiko for ytterligere skade på eller svekkelse av skogressursene. - Foregått ras som har en vesentlig negativ effekt i området, spesielt skog som ligger langs kysten. - Jorda blir eksponert ved bygging/stenging av veier – en må sørge for at jorda som blir utsatt for aktivitetene blir gjengrodd innen to år etter åpningen/stengingen av veiene (for mer informasjon se http://www.bclaws.ca/EPLibraries/bclaws_new/document/ID/freeside/12_14_2004#section35).	Bredden på buffersonen er veldig godt detaljert beskrevet (for mer informasjon se http://www.bclaws.ca/EPLibraries/bclaws_new/document/ID/freeside/12_14_2004#part4_division3).	Generelt veldig likt de andre landene, men i en mer detaljert utredning (for mer informasjon se http://www.bclaws.ca/EPLibraries/bclaws_new/document/ID/freeside/12_14_2004#part4_division5).

Irland (Forest Service, 2000; Ryan, 2000)	- All planting av trær bør bli unnagjort før en eventuell gjødsling finner sted. - Det er utvalgt av treslag og forholdene på etableringsfeltet som avgjør gjødseltypen og – metoden. Fosfor, nitrogen og kalium blir ofte brukt som hovednæringsstoffer. - Kunstgjødsel skal ikke påføres innenfor buffersonen, eller innen 20 m fra en akvatisk sone. - Gjødsel bør bli lagret på en sikker måte og på et tørt område minst 50 m fra nærmeste akvatiske sone. - Granular-gjødsel bør brukes. Gjødselen bør brukes manuelt eller via bakkebaserte maskiner, der det er mulig. Kunstgjødsel må påføres for hånd i 20-50 m område som grenser til akvatisk sone. Helikopter kan brukes i områder hvor manuelt arbeid blir forhindret, men en 50 m bred korridor ved en akvatisk sone må stå ugjødslet. Foreta aldri helikoptergjødsling under sterk vind. - Ikke påfør gjødsel under eller etter langvarig regn. Gjødsel skal bare brukes i månedene april til august.		Ved at man lager, samt bevarer og opprettholder et underlag på kjørerutene, kan man unngå kjøreskader, erosjon og sedimentering. Det er spesielt viktig å ha slikt underlag hvor jordas bæreevne er lav. Generelt bør underlagene bli fornyet når de blir mye brukt og er nedslitt. (for mer detaljert informasjon se Ryan (2000) og Forest service (2000).	- Buffersonene bør merkes godt på kartet, også ute i feltet med for eksempel fargerike merker/tape på trærne slik at de er godt synlige for maskinførerne. - Maskiner bør ikke kjøres i disse sonene under utføringen av hogsten, med unntak av der det er uunngåelig. - Trærne bør felles bort fra disse sonene. - Sikre at biobrenselet ikke blir lagt i hauger i nærheten av buffersonene. - Detaljerte bestemmelser av buffersonebredden se Ryan (2000).	- Sikre at viktige nøkkelhabitat er beskyttet under hogsten. - Planleggingen av hogsten må ta hensyn til paringstiden og legging/klekking av egg eller fødsel hos skogsartene. - Døde stammer og annet trevirke bør legges igjen etter tynning og høsting, slik at arter kan få både ly, skjul og mat.
--	---	--	--	---	---

Finland (Airaksinen, et al., 2006)	Alltid kompensere næringstapet etter HTU. Dette kan gjøres ved å sette igjen næringsrik biomasse, som GROT (eller bare nålene), stubber med en diameter mindre enn 4 cm, eller la løvtrær ligge igjen i skogen til tork slik at bladene faller på bakken før uttransporten. Eller ved gjødsling.	Bør alltid skje etter HTU. Askespredning i torv- og myraktige områder kan øke veksten av trær og bedre næringsbalansen. Effektene er langvarige og betydelige.	For å unngå terrengskader og skader på trærne bør hogsten planlegges riktig: - Ta hensyn til hogstmodne områder i bestandet i ulike årstider. - Unngå høsting i områder med svak bæreevne. Om nødvendig, bruk stammer og greiner til å forsterke jordas bæreevne.	- Samle inn så mye som mulig av hogstavfallet fra det beskyttede området nær vannet. - Ikke oppbevar hogstavfall i hauger på toppen av grøfter. Unntak i situasjoner der det ikke finnes andre tilgjengelige områder. - Etter hogstavvirkningen skal grøfter og furer bli forlatt funksjonelle, og eventuelle hogstavfall og biter av stubber fra dem skal fjernes. La det være, eller anlegg, kantsoner ved bredden av grøfter, bekker og andre vassdrag.	- Den døde og råtnede veden bør bli liggende igjen i skogen ved høstingen av biobrensel. - Lauvtrær som ikke skader bestandet bør bli dyrket, siden disse trærne vil komme til å forbedre skogsartenes habitat. - Ta hensyn til verdifulle skogshabitater ved hogst. I spesielle tilfeller, for eksempel ved opprettholdelse av krevende vegetasjon, kan det være nødvendig å ta ut hogstavfallet.
--	--	--	---	---	--

Stor-britannia (Forestry Commission Group, 2003)	- I nedbørsfelt av sensitive vannforekomster, bør gjødsling skje for hånd. Ikke utfør gjødsling ved kraftig og langvarig nedbør, når bakken er frossen, snødekt eller tørr - når risikoen for utvasking er på sitt største. - Inspiser bufferområder ved jevne mellomrom (f.eks hvert 5. år) for å ha kontroll på etablering av uønskede bartreer og ønskede løvtrær.		I bratte terreng skal planleggeren ha kjennskap til driftutstyret, taubanesystem og aktuelle taubaner i planprosessen for å oppnå både kostnadseffektive og bærekraftige drift. Metoden utgjør minst trussel mot skogsmiljøet og passer til de fleste bratte områder. (for mer detaljert informasjon se Forestry Commission Group, 2003).	- Generelt, prøv å holde omtrent halvparten av lengden på vassdraget åpen for sollys. - Inspiser bufferområdet med jevne mellomrom for å fastslå behovet for tynning av trærne og kontrollere regenerering av nåletrær. - Sjekk for tilstedeværelsen av vernede arter og prioriterte arter for eksempel oter (<i>Lutra lutra</i>), for å beskytte deres habitat og unngå forstyrrelser av artene. - Læger kan spille en viktig rolle i økningen av habitatsmangfoldet. Lægene gir blant annet næring og ly til visse organismer. - Dammer av store treaktige vrakrester utgjør generelt en hindring for fiskene. Unngå derfor tilførsel av hogstavfall i vannet siden det kan tette igjen demninger, hindre bevegelsesevnen til fiskene og destabilisere kanaler. - Fjerning av naturlig forekommende læger kan være nødvendig der det utgjør flomfarer.	
--	---	--	--	--	--

New Hampshire (Cullen, 2004; Bennett, 2010)	- Begrens forstyrrelse av jordas organiske lag, unntatt når det er nødvendig for å utføre mål i skogskjøtselen som markberedning for regenerering av arter. - Planlegge veier, kjøretraseer, og steder for å lagre biobrensel i forkant av avvirkningen. - Ta bare ut de viktigste delene av treet, la GROT ligge igjen i skogsområder med lav bonitet – en forholdsregel mot tap av næringsstoffer. - La nålene falle av før GROT-høstingen.		- Et godt gjennomtenkt effektiv transportsystem samt kjørerute vil redusere forstyrrelsen og risikoen for erosjon i hogstfeltet. - Brattheten på terrenget bør holdes til 15 % eller mindre. Men brattere terreng kan tillates for kortere avstander. - Store kjøretraseer bør plasseres bort fra bekker, dammer, innsjøer og våtmarksområder. Og dra nytte av naturlige kryssdreneringer. Dersom en må krysse vann/vassdrag må dette gjøres på en akseptabel måte (se 4.3 Skogbruk og vann). - Det er ikke på noe tidspunkt lov å la lassbærere kjøre gjennom rennende bekker. - Bruk hogstavfall for å forsterke jordas bæreevne. - Utbedring av kjøreskader i områder av eksponert mineraljord som er blitt utsatt for eksempelvis erosjon. - Minimer skader på områder utsatt for erosjon eller jordkomprimering ved for eksempel: høsting i tørre, snødekte eller frosne grunnforhold, med utpekte kjøretraseer, bruke utstyr som passert til området og størrelsen på materialet som blir høstet, bruke lav-effekt utstyr, bruk hogstavfall som underlag for å redusere kjøreskader. - Reduksjon av skader på høyere områder: - Om det er mulig, bør avvirkningen bli gjennomført under vinterforhold. - Unngå å fjerne GROT fra hogstfeltet. HTU bør generelt unngås. - La store grove døde trær bli liggende igjen i skogen. - Ta kontakt med myndigheten for å minimere konsekvensene for vernede arter.	- Buffersonen bør beskyttes for å hindre eksponering av mineraljord. Drift i dette området bør begrenses. Hvis mineraljord er utsatt, bør det bli stabilisert ved såing og / eller «planterester». - Drift som ikke påvirker mineraljorda stort, kan skje i buffersonen, for eksempel hogst og vinsjing av tømmer. - Ikke lagre biomasse i buffersonen. - Terrengtransport bør ikke foregå innenfor buffersoner, med unntak av når man må krysse vann og vassdrag. Dersom bekker må krysses, gjør det ved den mest direkte ruten og i rett vinkel til bekken. Ei bru av akseptabel design kan være nødvendig. - Begrens høstingen nær overflatevann og offentlige veier. - Detaljerte bestemmelser av buffersonebredden se Cullen (2004).	Dødt og grovt trevirke er brukt av mer enn 30 % av New Hampshire regionens pattedyr, 45 % av amfibier, og 50 % av reptiler. Bevaring av dødt og grovt trevirke er derfor et viktig tiltak for å bevare BM i det nordlige USA, og kan oppnås blant annet ved: - Unngå å skade eksisterende grovt og dødt trevirke, spesielt store (>18 cm), hule eller råtnete stammer og råtnete stubber. - Sette igjen noen store grove trær (livsløpstrær) under hogsten. - Unngå ødeleggelse av læger som ligger på bakken i og nær bekker, dammer og våtmarker. - Unngå ødeleggelse av trerøtter som ligger på siden fra mai til juli for å beskytte hekkende fugler. - Skaff mer informasjon og kunnskap om grovt trevirke og deres innvirkning i skogøkosystemet.
---	--	--	--	--	---

Sverige (Skogsstyrelsen, 2001)	For at et bestand skal være verdt å gjødle bør syv grunnleggende krav være oppfylt: 1) fastmark, 2) podsoljordsmonn, 3) middels gode marker, 4) minst 80 % av området skal være av barskog, 5) laveste første tynningskog, 6) ingen høsting i løpet av ti år, 7) frisk skog. - Ett uttak per omløpstid kan gjøres uten kompenseringsgjødsling, forutsatt at de fleste nåler blir liggende igjen mer eller mindre jevnt fordelt. - Kompensasjonsgjødsling bør skje etter uttak fra sterkt forsuret skogmark, etter uttak fra torvmarker og etter uttak hvor mesteparten av barnålene blir tatt ut under sluttavvirkningen. - Barnålene kan tas ut en gang under omløpstiden i forbindelse med avvirkningen (inkludert tynning og rydding), og i N-rike områder for å hindre opphoping av N som kan føre til økt N-utvasking, jordsmonnforsuring og vegetasjonsendringer.	Asken kan brukes: - Der mer enn bare stammen blir tatt ut og at dette tilsvare mer enn et halvt tonn aske/ha. Unntak: der uttaket gjennomføres ved et avrenningsområde, og uttaket kan overstige et halvt tonn aske. - Hvor mesteparten av nålene ikke ligger igjen. Motvirke forsureffekten av uttaket. - På et sterkt forsuret område eller på torvmark (siden det er begrensnng med P og K). - På høy bonitet kan nålene tas ut med forutsetning om at asken tilbakeføres. På lav bonitet og med intensivt uttak av biomasse kan både aske og N-gjødsel kombineres. - I granbestand hvor hogstuttaket er på > 200m³ ha⁻¹. - Ikke tilbakeføre mer enn 3 tonn aske per ha per 10 år, og maks 6 tonn per omløpstid.	- God planlegging, god informasjon og god dokumentasjon med karttegninger, og markering i feltet gjør det enklere for alle involverte å hindre kjøreskader. - Ikke kjør i nedre deler der marken ofte er våtere og har mindre bæreevne. - Ikke kjør i kantsoner langs bekker, innsjøer eller våtmarker. - Kontroller alltid at jorda har god bæreevne. Ikke kjør på stier og løyper. Jo mer finkornet materiale og humus, jo dårligere bæreegenskaper er det. - Vær oppmerksom på hvor de bløte og/eller svake partiene er, de partiene hvor flere kjøringar kan forekomme – lettere å forebygge skadene. - Ved markberedning er det stor risiko for kjøreskader. - Teknologi, system og tidspunkt for uttak av hogstavfall samt asketilbakeføring/gjødsling/markberedning bør velges slik at kjøringen i skogen ikke medfører kjøreskader, avrenning av sedimententer og organisk materiale til vassdrag, eller at det påfører skader på foryngelsen eller på hogstavfallet som er blitt satt igjen på hogstfeltet.	- <i>Kjøreskader</i> bør unngås ved kryssing av bekker og i nærheten av vann. Kjøreskader skal utbedres raskt. - <i>Avrenning</i> fra nye hogstflater går gjennom en kantsoner, før avrenningen når vassdraget. - <i>Ikke grøft</i> myr og sumpskog. Grøfting avsluttes i produktiv skog, sumpområde eller et sedimentasjonsbasseng før vannet når bekk eller innsjø. - La grøftevann fra skogsbilveger gå ut i vegetasjonen fremfor bekk og vann. - Foreta <i>tynning</i> av bestand i helning mot vann i områder hvor det er fare for utvasking av jordsmonn. Lys gir plantedekke på skogbunnen og hindrer erosjon. Ikke gjødle i bestand nær vann. - <i>Mer lauvskog</i> (orearter) på høy- og superbonitet og langs vannstrenger, erosjonsutsatte kanter, for å armere og binde erosjonsutsatte kanter. - <i>Fjern trær</i> som velter ut mot elva, pga oppbrytning av elvekanter som gir erosjon og ras. - Beplantning av trær på begge sider av bekken ved langs erosjonsutsatte bekkekanter i et åpent kulturlandskap.	- Det er viktig at trær, busker og død ved som blir liggende/står igjen på hogstfeltet, ikke blir skadet. - I skog med stor naturverdi, slik som sumpskog og nøkkelbiotoper, bør uttak av hogstavfall unngås siden naturverdier kan bli skadet. - Uttak av hogstavfall skal kun bestå av de vanligste treslagene i landskapet og ikke av de som er sjeldne. - Minst 1/5 av hogstavfallet bør bli liggende igjen på hogstfeltet, helst på soleksponerte områder. Det er spesielt viktig å legge igjen GROT og grove døde ved fra løvtrær, samt furutopper. - Uttak av hogstavfall bør utelukkes i følsomme habitater og under yngelperioden.
---	--	---	---	--	--

Norge (Levende Skog- standard, 2006)	LS-kravpkt.nr 10 – Gjødsling og næringsbalanse: - Områder med spesielle miljøverdier skal ikke gjødsles eller påvirkes av gjødsling. - Ved gjødsling skal det settes igjen ugjødslete soner mot vann og vassdrag for å unngå avrenning. - Gjødsling skal ikke skje før snøsmeltingen er ferdig - for øvrig tilpasses gjødslingstidspunktet slik at risikoen for næringslekkasje blir minst mulig. - For å øke virkeproduksjonen, kan det gjødsles på egnede arealer på vegetasjonstypene røsslyng-blokkebærskog (<i>Barbilophozio-Pinetum lapponicae</i>), bærlyngskog (<i>Vaccinio Pinetum boreale</i>) og blåbærskog. Torvmark med allerede etablert foryngelse kan gjødsles. - Vitaliseringsgjødsling kan gjennomføres når det er fastslått at skogen har nedsatt vitalitet pga. menneskeskapt forurensning. - Områder med spesielle miljøverdier skal ikke gjødsles eller påvirkes av gjødsling. Redusert utslipp av lystgass kan oppnås ved (Norsk landbruksrådgivning, 2011a): - Tilpassing av N-mengde til plantenes behov. - Optimalt gjødslingstidspunkt. Tap og denitrifikasjon kan hindres ved at gjødselet blir tilført like før trærne har sitt største opptak.	I LS kravpkt.nr 10 – Gjødsling og næringsbalanse: - Askespredning i skog kan skje som tilbakeføring av næringsstoffer til egnet skogareal. - Askespredning i yngelperioden skal unngås. - Askespredning er aktuell der det ikke er snø, dvs. fra april til snøen kommer. - Spredning av asken kan være vanskelig i sterk nedbør grunnet fuktig aske. - Bare herdet og behandlet aske med godkjente verdier for tungmetaller kan tilbakeføres til skog, også til annet bruk av asken. - Kun granulerte askeprodukter kan benyttes på hogstflater. - Ved gjødsling og askespredning i skog skal det settes igjen ugjødslete soner mot vann og vassdrag for å unngå avrenning.	LS kravpunkter (se LS-Standard): ▪ Nr. 16 - Markberedning ▪ Nr. 20 - Skogsveger ▪ Nr. 22 - Terrengtransport Debias regler: - Kjøring langs vassdrag og kryssing av vassdrag skal skje slik at det påfører kantsonen og elvebredden/-bunnen minst mulig skade. - Ved terrengtransport av biomasse skal det legges vekt på å unngå terrengskader som er skjemmende og som kan forårsake vannavrenning, erosjon og annen skade. - Ved hogst og utdrift i områder der økosystemet er sårbart, f.eks. på mark med dårlig bæreevne, skal hogst og utdrift kun skje på frosset eller godt snødekt mark. - Hjulspor som forårsaker vannavrenning og erosjon, kjøreskader i mye brukte stier og løyper, og andre vesentlige skader, skal utbedres så snart fuktighetsforholdene gjør dette praktisk mulig. - Grøfting av myr og sumpskog skal ikke skje. Hvor det har vært grøftet tidligere, skal det heller ikke grøftes på nytt. (AT Skog) Forebyggende tiltak og utbedring av skader pålagt ved lov og sertifisering. - Langsiktig planlegging muliggjør at rett drift, rett sted og rett tid kan velges. - Bartegging er det viktigste forebyggende tiltaket for å forebygge og redusere sporskader på valgt driftsveg. - Utbedring av kjøreskader skal skje så snart det praktisk og økonomisk sett lar seg gjøre. - Der skogeier selv utbedrer skadene er det viktig at skogeier melder fra til skogbruksleder at utbedring er foretatt som avtalt.	LS sine kravpunkter (for nærmere utdypning se LS-Standard): - Nr. 10 - Avfallshåndtering - Nr. 12 - Kantsoner - Nr. 17 - Myr og sumpskog - Nr. 22 - Terrengtransport. Skogbrukslovens miljøforskrift § 5 (http://www.lovdata.no/for/sf/ld/td-20060607-0593-002.html#5) Vannressursloven § 11 (kantsonevegetasjonen): (http://www.lovdata.no/all/tl-20001124-082-002.html#11)	LS sine kravpunkter (også Debio): - Nr. 4 – Biologiske viktige områder. - Nr. 5 – Brannpåvirket skog. - Nr. 6 - Fjellskog - Nr. 8 – Gamle grove trær og død ved. - Nr. 12 – Kantsoner - Nr. 17 - Myr og sumpskog.
--	--	--	---	--	---

6. Diskusjon

Basert på de anbefalingene som er blitt tatt opp i kapittel 5, vil dette kapittelet ta sikte på å vurdere hvilke anbefalinger som passer for Norge, og hvilke som ikke gjør det.

Det finnes en del gode kunnskaper internasjonalt, som både er nye og ytterst interessante for Norge, og som også kan overlapse de nasjonale anbefalingene som allerede finnes. Der hvor de internasjonale anbefalingene ikke overlapper de norske, kan det gi oss en pekepinn på hvilke av de effektkategoriene som bør styrkes med ny kunnskap. Her kan ECOBREM bidra til mer nyttig og detaljert informasjon, samt å gi faglig begrunnede retningslinjer som kan være forbeholdt Vestlandet og Østlandet.

6.1 Terrengtransport og kjøreskader

En effektkategori som har fått mye oppmerksomhet, og som inneholder mye informasjon blant de internasjonale anbefalingene, er kategorien *terrengtransport og kjøreskader* (se tabell 8). Utfordringene med terrengskader er et veldokumentert tema, og tiltak mot disse skadene er også blitt utformet og utprøvd hos mange norske skogeierandelslag (blant annet AT Skog). Samtidig som kjøreskader er godt nok dekket i mange studier her i Norge, og hjemlet i mange lovverk (for eksempel skogbruksloven), regler og standarder (LS-standard), er det fortsatt mangel på konkrete anbefalinger for hvordan skogbruket i bratt terreng skal forvaltes og driftes på en måte som hindrer/reducerer skadene betraktelig.

Terrenget i Norge kan gi skogbruket store utfordringer. Sammenlignet med Østlandet, er terrenget på Vestlandet mye brattere og skogressursen mindre tilgjengelig (se tabell 2). I tiårene som kommer vil større deler av de uutnyttede skogressursene bli enda mindre tilgjengelig. Grunnen til dette er at det meste av den hogstmodne skogen som ble plantet for noen titalls år siden i Norge, nettopp ble plantet i disse områdene. Dette gjelder særlig skogen på Vestlandet (se tabell 2 & figur 8) (Øyen, 2008). Her kan terrenget bli så bratt at vanlig skogsdrift ofte blir vanskelig og ikke økonomisk bærekraftig med tanke på den dårlige fremkommeligheten.

For å opprettholde eller øke hogstkvantumet i fremtiden vil det bli viktigere med skogsmaskiner og skogsveier (se kapittel 4.3). Ved å lage midlertidige skogsveier kan det føre til reduisering av transportkostnader ved tømmertransport. Mindre kjøring gir mindre forbruk av drivstoff, samtidig gir det også færre kjøreskader på sikt. I tillegg bidrar skogsveier blant annet til økt tilgjengelighet for friluftsliv.

Dersom avvirkningen ikke blir planlagt godt før hogsten kan finne sted, kan plasseringen av veier og standplasser for vinsj/taubaner ikke være gunstig for å klare å betjene hele skogarealet (Johnsrud, 2007).

En annen viktig ting som skiller Vestlandet og Østlandet fra hverandre er klimaet. Det varme havvannet som Golfstrømmen fører med seg, gjør at Vestlandet innehar et mildere og

mer nedbørsrikt klima. Et mildt og nedbørsrikt klima kan gi dårlig bæreevne og vil dermed i kombinasjon med bratt terreng bidra til å øke risikoen for ytterligere jordsmonnsskader (Bennett, 2010).

I skråninger med løsmasser, for eksempel i mange skogsområder på Vestlandet, vil store nedbørsmengder gjøre at jordsmonnet vil være svært utsatt for erosjon og avrenning av næringsstoffer etter en skogsdrift. Herunder kan det godt tenkes at økt bratthet på terrenget vil gi en økt vannhastighet, som igjen øker hastigheten på avrenningen. Store deler av jordsmonnet kan på denne måten tenkes å bli fraktet raskere bort. Derfor er det viktig å ta hensyn til denne typen erosjon, slik at man opprettholder den bærekraftige utviklingen i skogen. Bennett (2010) har også funnet det samme om skogsdrift i bratt terreng i New Hampshire.

Dersom mer informasjon om terrenget i de ulike regionene blir tilgjengelig, kan gode modeller for en miljøvennlig beslutning lettere konstrueres og dokumenteres. Informasjon om for eksempel terrengets bratthet, hvor godt drenert jorda er og hvor grunn jorda er, kan være til god hjelp for planleggingen av en eventuell hogst.

Informasjonsflyten mellom skogeieren og entreprenøren må være god, slik at entreprenøren blir kjent med hogstområdet og kjent med driftsmetoden og driftsutstyret som er tilgjengelig. Dersom disse kravene blir oppfylt kan hogsten bli utført på en forsvarlig måte. Den overlappende anbefalingen om å *ha god planlegging, god informasjon og god dokumentasjon med karttegninger, og markering i feltet*, er en strategisk god anbefaling som det bør settes av mer tid på før igangsettingen av et tiltak. Dersom denne anbefalingen blir fulgt helt ut (inkludert gjennomførelse av utbedringstiltak etter hogst) er det nærliggende å tro at følgende resultater kan bli oppnådd:

- ❖ reduksjon/forhindring av kjøreskader betraktelig
- ❖ reduksjon av avrenningsmengder av sedimenter og organisk materiale
- ❖ reduksjon av skader på stående døde trær (gadd) og læger som er blitt satt igjen
- ❖ unngå misforståelser som kan skape problemer ved hogst.

Ved hogstplanleggingen av HTU kan det tenkes at de faktorene som ble tatt med ved planlegging av vanlig hogst, også inkluderes her (tidspunktet på hogsten, jordas bæreevne, kjørerute, brattheten på terrenget etc.). For å klare å vurdere om det er forsvarlig med et HTU i det planlagte hogstområdet, må også informasjon om områdets næringssammensetning (og eventuelt hvor stor mengde kompenseringsgjødsel/-aske det trengs ved HTU) tas med. Eksempelvis er det på Østlandet at det største volumet og den største totale tilveksten i Norge finnes, og dermed kan det tenkes at det meste av HTU kan bli utført på Østlandet (se tabell 2).

Intensivt uttak av hogstavfall vil komme til å øke terrengtransporten i skogen. Det samme vil komme til å skje ved tilbakeføringen av aske og/eller gjødselspredning (Langerud et al., 2007). Økt terrengtransport i skogen vil blant annet medføre økt risiko for kjøreskader

på hogstfeltet, ødeleggelser av foryngelsen, istykkerkjøring av læger og uttørking samt komprimering av jorda (Sverdrup-Thygeson et al., 2005)). Fordi erosjon forårsaket av terrengtransport kan innebære at jordpartikler og næringsstoffer havner i våtmarkene rundt, kan dette påvirke organismene som lever i vassdragene (Henrikson, 2009). Kjøring på mark med dårlig bæreevne bør unngås, spesielt i perioder med mye nedbør og fuktig jord (jf. med LS – utdrift på frossen/snødekket mark).

Mange land (utenom Storbritannia, se tabell 8) har mer detaljert informasjon enn det Norge har når det gjelder terrengskader. LSs kravpunkt om terrengtransport (for videre fordyping se kravpunkt nr. 22) sier blant annet at hjulspor som forårsaker vannavrenning og erosjon, kjøreskader i mye brukte stier og løyper, og andre vesentlige skader, skal utbedres så snart fuktighetsforholdene gjør dette praktisk mulig.

Når man tar dette kravpunktet i nærmere øyesyn gir ikke punktet konkrete grenser for hvor *dype* eller *lange* hjulspor kan være før de kan utgjøre et betydelig problem. Kravpunktet sier heller ikke noe nærmere om hva slags utbedringstiltak som bør gjennomføres, samt når og hvordan tiltaket skal bli utført (Sverdrup-Thygeson et al., 2005). Her kan det tenkes at de sertifiserte aktørene i slike situasjoner må bruke skjønnsmessige vurderinger for å komme frem til gode beslutninger. Det er ikke alltid at aktørene har like formeninger. Det som kan virke alvorlig for den ene aktøren trenger ikke å bli sett på som alvorlig hos en annen.

Det vanlige mønsteret som oppstår ved driften av skogen i disse vanskelige områdene, er at det foreligger mye kunnskap om hvordan skogen skal driftes, men konkrete tiltak blir ikke gjennomført. Grunnen kan være så enkel som store driftskostnader på grunn av dårlig fremkommelighet og økte utgifter ved skadeoppretting (Sverdrup-Thygeson & Framstad, 2007). Dersom det finnes gode økonomiske virkemidler, kan det tenkes at disse tiltakene kan bli realisert.

New Hampshire har noen gode konkrete anbefalinger om hva som bør gjøres dersom hogstmaskinen for eksempel må krysse et våtmarksområde. For å krysse et våtmarksområde kan det blant annet bygges en midlertidig bru (for videre fordypning se Cullen, 2004). Slik informasjon kan det være behov for i norske retningslinjer. På den måten får skogeierne noe å forholde seg til dersom slike problemer oppstår.

Ved terrengtransport må det tas hensyn til viktige nøkkelbiotoper, noe som vanligvis kan gjøres gjennom MiS og LS-standard. Som nevnt i kapittel 3.2, er det dog veldig vanskelig å holde kontroll på kvaliteten på MiS, siden det er til syvende og sist skogeierne som bestemmer omfanget av miljøregistreringen (Sverdrup-Thygeson et al., 2004).

6.2 Buffersone

LS-standarden i tillegg til MiS hjelper oss noe nærmere et bærekraftig skogbruk, men i likhet med MiS gir ikke standarden i noen stor grad detaljert informasjon. Det eneste som standarden omtaler i mer detaljert grad (se tabell 2), er veiledningen på størrelsen av buffersonen. Denne veiledningen kan brukes i alle regionene i Norge, da den sier noe om hvordan de ulike typene av kantsoner kan dimensjoneres, og hvordan skjøtselen av sonene kan foregå.

Ved å bruke veiledningen på bredden på buffersonen, pluss andre lovverk (vannressursloven § 11 og skogbrukslovens miljøforskrift § 5) og andre LS-kravpunkter (se tabell 8), kan det skaffes en god nok retningslinje på bruken av buffersone. Denne retningslinjen vil ikke bare forbedre miljøhensynet i skogbruket, men vil også ta vare på kvaliteten på vannet og klimaet (se kapittel 4.4). Ut ifra tabell 8 virker det som om de gjeldende norske anbefalingene under denne effektkategorien har lite å hente fra landene det er sammenlignet med. Dette sammenfaller med det Gundersen et al. (2010) har funnet: Norge har flere, bedre og mer eksakte retningslinjer for buffersonen enn andre nordiske land.

Ifølge LS regnes skog i kantsoner i hogstklasse 4 og 5, med minimum gjennomsnittlig bredde i samsvar med regler i kravpunktet kantsoner og intakt økologisk funksjon, som biologisk viktige områder. En stor del av plante- og dyrelivet finnes i disse sonene. Dyrene bruker ofte kantsonene som korridorer, mens den rike forekomsten av plantene vil tiltrekke seg både insekter og fugler (se LS-standard).

6.3 Biologisk mangfold

Biologisk mangfold er et viktig og sårbart emne i skogbruket. Hensynet til BM blir blant annet hjemlet i forskrifter og regler som er i henhold til naturmangfoldloven (vern av skog), plan- og bygningsloven (hensynssoner), friluftsløven og skogloven. LS-standarden tar også opp generelle hensyn til BM, men forutsetter at MiS-registrering blir utført. Til tross for at kvaliteten på MiS er varierende, vil de nok fortsatt bli sett på som gode, da det ofte er personer med kompetanse på natur som utfører miljøregistreringene. På den måten vil de fleste av de biologiske viktige områdene bli fanget opp.

Et stort problem ved HTU er hauger av hogstavfall som ligger igjen på hogstfeltet etter endt hogst (Jonsell, 2008; Framstad et al., 2009). Siden haugene kan skaffe organismer vekstsubstrater, gi dem ly fra et ekstremt mikroklima og være et godt gjemmede mot predatorer, blir GROT-haugene ofte brukt som mikrohabitater. Både insekter av typen skadeinsekter og insekter som har positive funksjoner i skogsøkosystemet, har blitt funnet blant GROT-haugene.

GROT som brenselkilde i et fjernvarmeanlegg kan være et rimelig og enkelt tiltak til å bli kvitt skadeinsektene på, men sannsynligheten for at de nyttige insektene også blir fjernet er nokså stor. Ved å ta hensyn til insektenes «habitatssøkings»-periode kan dette problemet bli redusert/unngått (Schroeder, 2008).

I tillegg til MiS og LS-standard, som generelt fungerer bra (Sverdrup-Thygeson et al., 2005 & 2009), finnes det også lovverk og økologisertifiseringer (Debio-regler) som bidrar til at de gjeldende norske anbefalingene for BM har lite å hente fra landene det er sammenlignet med.

6.4 Næringsbalanse

De to siste effektkategoriene i tabell 8, *næringstap og gjødseltilføring* samt *asketilbakeføring* er også blitt omhandlet i økologisertifiseringen, LS-standard, samt andre retningslinjer. I skogbrukssammenheng skal gjødsel og asketilbakeføring brukes til å kompensere langtidstap av næringsstoffer og/eller redusere/hindre forsuringen i skogen. Mengden av næringskapital som blir fjernet fra skogen er avhengig av hvor mye biomasse som blir tatt ut. Tar man ut mer biomasse enn det skogen tåler, kan man risikere å få store økologiske konsekvenser. Konsekvensene kan gi en nedgang av skogens produktivitet, samt jordas kvalitet og fruktbarhet (Wilhelmsen et al., 2001; Langerud et al., 2007; Raulund-Rasmussen et al., 2008).

Sannsynligheten for at trærne kan bli et stort C-sluk, vil avhenge av hvor mye biomasse som blir dannet ved at C blir bundet gjennom fotosyntesen. Lite C som blir bundet over tid vil gi lite biomasse, økt konsentrasjon av C i atmosfæren og drivhuseffekten kan bli forverret (Haugen, 2011; Kjønås & Nilsen, 2004; Skog og landskap, 2011e).

C-tapet fra skogen varierer mye etter hogst, og det er mange faktorer som spiller inn. Albedoeffekten kan være viktig, selv om denne faktoren ikke påvirker C-tapet direkte (Reed, 2011). Albedoeffekten er nedkjølende, og dermed vil nedbrytningen gå saktere. Andre viktige faktorer er jordtype (Olson et al., 1996a; Langerud et al., 2007), hogstmetode (Nilsen et al., 2008), grad av mikroklimaendringer (Nilsen et al., 2008), grad av mekanisk blanding av jorda (Ryan et al., 1992; Yanai et al., 2003; Cottis, 2008), nedbrytbart materiale (Powers et al., 2005; Sanchez et al., 2006), nedbrytningshastighet (for eksempel Ryan et al., 1992; Yanai et al., 2003; Cottis, 2008), klima og miljø (Kjønås & Nilsen, 2004), og som nevnt C-bindingspotensialet. Noen hevder at eldre skog har redusert evne til å binde C (Skog og landskap, 2011e), mens andre mener at de fortsatt binder like mye C (Zhou et al., 2006). Usikkerhetene rundt C-bindingen i trærne har ført til at debatten om treets bidrag i klimasammenheng ikke ser ut til å komme til en ende.

Skogsjorda i det boreale barskogbeltet inneholder en betydelig større mengde C enn i de trærne som avvirkes (Kjønås & Nilsen, 2004). Ved sluttavvirkning vil nærings sirkulasjonen i skogsjorda bli påvirket på mange måter, forskjellige endringer er sett, og det finnes forskjellige forklaringer på disse. Et eksempel er at HTU i noen tilfeller kan redusere C-innholdet i jorda (redusert tilførsel av organisk materiale ved at hogstavfall blir tatt ut) (Johnson et al., 2002), mens i andre tilfeller kan HTU øke C-innholdet (mangel på hogstavfall stimulerer til nedbrytning av trerøtter) (Powers et al., 2005; Sanchez et al., 2006).

Åpen hogst vil påvirke C-lageret mer enn lukket hogst, og forskjellen mellom KH og HTU med hensyn til i hvor stor grad jorda blir påvirket kan være ganske liten (Nilsen et al., 2008).

Hvor stor mengde C som blir bundet ved fotosyntesen varierer mye. Dette gjelder også hvor fort C-lageret bygges opp igjen etter hvert som skogen vokser til, og hvordan C-lageret endres gjennom gjentatte runder med avvirkning og gjenvekst. Alt i alt, både internasjonalt og nasjonalt, er det stor mangel på god nok kunnskap om C-binding både i skogsjorda og trærne.

Fordi vi ikke har nok kjennskap om C-funksjonen i skogen til å forutsi de effektene som kan oppstå ved ulike tiltak, kan vi derfor ikke enda fastsette eksakte anbefalinger (siden det er stor lokal variasjon) for optimal forvaltning av trevirke til biobrensel med hensyn til C-lageret (se kapittel 4.1.1). Mye forskning gjenstår før absolutte anbefalinger kan gis. Midlertidig kan vi bruke de opplysningene vi har om aktivitetene som påfører skader på terrenget (terrengtransport og kjøreskader), for å unngå eventuell problematikk. Sertifiseringssystemet ISCC (ISCC, 2011) og fornybardirektivets regler for produksjon av biomasse til flytende biobrensel (Fornybardirektivet, 2009) er retningslinjer som kan brukes i forskning og skogbruket.

Under en intensiv avvirkingsmetode vil større mengder av næringsstoffer bli tatt ut av hogstområdet (Thiffault et al., 2011), jorda vil bli mer påvirket av mekanisk blanding, og jordflekkene vil bli mer blottlagt for sola (Ryan et al., 1992; Yanai et al., 2003; Nilsen et al., 2008). Disse faktorene påvirker nedbrytingen av organisk stoff, og dermed også næringsstoffer som er organisk bundet. Hvor mye tap det er snakk om er ikke forskerne sikre på.

Det finnes rikelig med studier som viser at fjerning av GROT ofte, men ikke alltid (Egnell & Leijon, 1999), har redusert tilveksten i neste generasjon (for eksempel Dutch, 1995; Proe et al., 1996; Egnell & Valinger, 2003), sammenlignet med når GROT får ligge igjen i hogstfeltet. Foryngelsen og produksjonen av neste generasjon av treprodukter vil dermed bli påvirket av avvirkingsmetoden, samt de faktorer/tiltak som oppstår/foregår under og etter utførelsen av avvirkningen.

Spørsmålene rundt næringstap ved intensivt biomasseuttak og eventuell kompensasjon for næringstuttaket, er blitt undersøkt og studert av både internasjonale og nasjonale forskere, og resultatene er sprikende, mye grunnet lokale variasjoner (se kapittel 4.1). På kort sikt beror næringstapet på robustheten i jordsmonnet (Raulund-Rasmussen et al., 2008). Er jordsmonnet av sensitiv art, vil bufferkapasiteten være så lav at økosystemet ikke har muligheten til å erstatte et eventuelt næringstap. Sensitive jordarter trenger dermed tilførsel av handelsgjødsel. Dersom jordsmonnet er av den art som er i stand til å kompensere næringstapet (robust), kan jordas produktivitet bli opprettholdt (med forutsetning om grundig planlagt skogsdrift). Kompensering av næringstap kan skje ved for eksempel atmosfærisk deponisjon, biologisk fiksering, eller forvitring av jordmineraler. På lang sikt vil næringstapet ved intensivt

biomasseuttak i både robust og sensitiv jord ikke være forenlig med et bærekraftig skogbruk (se kapittel 4.1).

Dersom intensiv fjerning av biomasse ikke skal resultere i redusert tilvekst på sikt, må næringsstapet kompenseres ved for eksempel gjødsel (Wilhelmsen et al., 2001; Hjerpe et al., 2008; Raulund-Rasmussen et al., 2008, Dyrhaug, 2011). N er mangelvare og det næringsstoffet som oftest begrenser tilveksten (Langerud et al., 2007). Andre viktige næringsstoffer er P, K, Mg og Ca.

På grunn av ulike geografiske og geologiske forhold er det ikke lett å trekke en klar konklusjon som passer for alle typer skogsjord. Torvlagte skogsområder er ofte næringsfattige. Dersom det skal gjødsles i disse områdene må det brukes store gjødselmengder. Anbefalinger for gjødslingen på torvlagte skogsområder kan dermed ikke bli brukt på næringsrike skogsområder. Brukes disse anbefalingene på områder med høy bonitet vil mye næring bli vasket ut av områdene, og skader i form av forsuring og eutrofiering av vassdrag kan forekomme (Wilhelmsen et al., 2001) (se kapittel 4.1.2). Imidlertid har mange av de sertifiserte aktørene laget sine egne gjødselanbefalinger med detaljerte tiltak for sine regioner (for eksempel Skogbrukets kursinstitutt (Hedmark)). Ved å se sammenhengen i de regionale anbefalingene kan man lage en felles nasjonal håndbok med skreddersydde anbefalinger for de ulike regionene. Dette vil ikke komme til å være en lett oppgave da lite informasjon er allment kjent.

Det som kan gjøres på sikt er å tilpasse Sveriges grenseverdier (både aske og gjødsel) til forskning på norske forhold. Det finnes detaljert informasjon i større grad i de svenske anbefalingene enn i de norske (Skogsstyrelsen, 2001). LS sier blant annet hvordan gjødslingen i skogen skal utføres, men ikke hvor store dosene bør være. I tilfeller hvor LS ikke gir noen detaljerte verdier, kan det være en fordel å bruke Sveriges verdier som en basis for forskningen i Norge. Dette vil i alle fall gi oss en øvre grense å forholde oss til.

I dag er det liten interesse for skoggjødsling i Norge. En av grunnene kan være at hogsten i dag er mye lavere enn tilveksten. Årlig hogstkvantum i 2010 lå på 8,3 mill. m³ (SSB, 2011a), mens den årlige tilveksten i denne perioden var i underkant av 24 mill. m³ (SSB, 2011b). Økt tilvekst (ved for eksempel gjødsling) uten at det hogges mer, vil antagelig bare føre til unødvendig råteskade og dermed økonomisk tap. Dersom det i framtiden blir tatt ut like mye biomasse som Klimakur forutsetter (13-15 mill. m³), kan interessen for gjødsling i det praktiske skogbruket øke.

6.5 Aske**tilbakeføring**

På grunn av økt satsing på bioenergiformål vil vedaskeproduksjonen være økende. Vedasken blir i dag betraktet som avfall og blir kjørt på deponi (Haugland & Ottesen, 2003; Gillund, 2010), men siden den inneholder makrostoff (Ca, K, Mg, P) bortsett fra N (Wilhelmsen et al., 2001; Karlton et al., 2008; Energiveven, 2011a), mener Mattilsynet at asken kan og bør brukes til å kompensere næringstapet og motvirke forsuringen i jorda (se kapittel 4.1.3).

Tilbakeføring av ikke-granulert aske kan gi store sjokkskader på skogsjorda og BM (Jacobson et al., 2001; Pitman, 2006). Asken inneholder ikke N, så en eventuell tilbakeføring av asken i N-fattige områder må vurderes i sammenheng med N-gjødslingen.

I Norge har LS gitt noen anbefalinger for askespredningen, men siden spredningen av asken ikke er lovlig i Norge (Gillund, 2010) er denne informasjonen begrenset. Fordi Sverige har kommet lengre med forskningen og bruken av aske, kan deres retningslinjer flettes inn i norske forskning.

Redusert tilvekst blant trærne kan bety mindre biobrensel som kan bli hentet ut av skogen. Dette kan, på lengre sikt, føre til at mindre biobrensel tas i bruk i for eksempel biobaserte fjernvarmeanlegg, som igjen minsker bioenergiens sjanse til å være et bidrag til økningen av mengde fornybar energi i Norge. HTU sammenlignet med KH kan dermed redusere skogens næringskapital, og i verste fall (i et veldig langsiktig perspektiv) redusere bioenergi som en alternativ miljøvennlig energikilde i klimakampen. Dette kan være en viktig grunn til å opprettholde næringsbalansen i skogen.

Trærne er ikke bare et viktig bidrag til å redusere utslippene i Norge, men siden de også kan være en vesentlig kilde til å øke sysselsetting og verdiskapning i det lokale samfunnet, vil man da merke hvordan redusert tilvekst vil påvirke den lokale økonomiske veksten (se innledningen).

Oppsummert ser det ut til at Norge kan trenge mer utdypning for effektkategoriene *næringstap og gjødseltilføring*, *asketilbakeføring* og *terrengtransport og kjøreskader*. For skogbruket kan det virke som om det er relativt uprobelmatisk å ta over seg de signalene som myndighetene har kommet med angående økt bioenergisatsning.

Det er verdt å merke seg at aktørene i skogbruket kan komme til å reagere ulikt ved implementering av flere retningslinjer. Flere regler å forholde seg til kan skape konflikt. Ved at skogeierne i dag må dra på kurs om LS-standard før de får lov til å hogge i sin egen skog, mener mange av dem er unødvendig byråkrati. Det kan derfor tenkes at ytterligere regelverk kan oppleves som en irritasjonsfaktor for den enkelte aktør i skogbruket, og dermed ikke faller i god jord dem. Følgelig vil *frivillig* kursing muligens ikke føre fram, og det kan dermed argumenteres for at slike tiltak til en viss grad må være påtvunget.

Tabell 9 oppsummerer de effektkategoriene som ikke er blitt godt nok dekt i de norske anbefalingene for et bærekraftig skogbruk med HTU, mens tabell 10 viser de effektkategoriene der norske og eksterne anbefalinger sammenfaller i total eller stor grad.

Tabell 9. Effektkategorier som bør utdypes mer før de tas i bruk i det norske skogbruket.

Effektkategori	Anbefalinger
Næringstap og gjødseltilføring	<i>Næringstap:</i> - Barnålene kan tas ut en gang under omløpstiden i forbindelse med avvirkningen (inkludert tynning og rydding), spesielt i N-rike områder for å unngå opphoping av N. - La ALLTID nålene falle av før GROT-uttaket. Spesifikk for Vestlandet, spesielt i næringsfattige områder og i bratt terreng: - En forholdsregel mot tap av næringsstoffer - ta bare ut de viktigste delene av treet, la GROT ligge igjen i skogsområder med lav bonitet . Spesifikk for Østlandet: - Ett uttak per omløpstid kan gjøres uten kompenseringsgjødsling, forutsatt at de fleste nåler blir liggende igjen mer eller mindre jevnt fordelt. <i>Gjødsling:</i> - For at et bestand skal være verdt å gjødsle bør syv grunnleggende krav være oppfylt: 1) fastmark, 2) podsoljordsmonn, 3) middels bonitet 4) minst 80 % av området er av barskog 5) tynningskog (større utslag på økt tilvekst) 6) ingen høsting i løpet av ti år og 7) frisk skog. - Alltid kompensere næringstapet etter HTU. I noen tilfeller er det nok med å sette igjen næringsrik biomasse (som GROT (eller bare nålene)) og stubber med en diameter mindre enn 4 cm. La lauvtrær ligge igjen i skogen til tork slik at bladene faller på bakken før uttransporten. - Kompensasjonsgjødsling bør skje etter uttak fra sterkt forsuret skogmark, etter uttak fra torvmarker og etter uttak hvor mesteparten av barnålene blir tatt ut under sluttavvirkningen. - All planting av trær bør bli unnagiort før en eventuell gjødsling finner sted. - Det er utvalget av treslag og forholdene på etableringsfeltet som avgjør gjødseltypen og –metoden. P, N og K blir ofte brukt som hovednæringsstoffer. <i>Metodebruk:</i> - For å øke virkeproduksjonen, kan det gjødsles på egnede arealer på vegetasjonstypene røsslyng-blokkebærskog (<i>Barbilophozio-Pinetum lapponicae</i>), bærlyngskog (<i>Vaccinio Pinetum boreale</i>) og blåbærskog (<i>Eu-Piceetum myrtilletosum</i>). - Torvmark med allerede etablert foryngelse kan gjødsles. - Vitaliseringsgjødsling kan gjennomføres når det er fastslått at skogen har nedsatt vitalitet på grunn av menneskeskapt forurensning.

	- I nedbørsfelt av sensitive vannforekomster, bør gjødsling skje for hånd, og eventuelt ikke påføres innenfor buffersonen, eller innen 20-50 m fra en akvatisk sone. - Områder med spesielle miljøverdier skal ikke gjødsles eller påvirkes av gjødsling. - Ved gjødsling skal det settes igjen ugjødslete soner mot vann og vassdrag for å unngå avrenning. - Helikopter kan brukes i områder hvor manuelt arbeid blir forhindret, men en 50 m bred korridor ved en akvatisk sone må stå ugjødslet. Foreta aldri helikoptergjødsling under sterk vind. - Granular-gjødsel bør brukes. Gjødselen bør brukes manuelt eller via bakkebaserte maskiner, der det er mulig. - Ikke utfør gjødsling ved kraftig og langvarig nedbør, når bakken er frossen, snødekt eller tørt - når risikoen for utvasking er på sitt største. - Gjødsel skal bare brukes i månedene april til august. <i>Oppbevaring</i> - Gjødsel bør bli lagret på en sikker måte og på et tørt område minst 50 m fra nærmeste akvatiske sone. <i>Redusert utslipp av lystgass kan oppnås ved:</i> - Tilpassing av N-mengde til plantenes behov. - Optimalt gjødslingstidspunkt. Tap og denitrifikasjon kan hindres ved at gjødselen blir tilført like før trærne har sitt største opptak.
Asketilbakeføring	- Bør alltid skje etter HTU. Askespredning i torv- og myraktige områder kan øke veksten av trær og bedre næringsbalansen (siden det er begrensning med P og K). Effektene er langvarige og betydelige. - Askespredning kan skje i egnet skogsareal, evt. sammen med N-tilførsel. I yngelperioden skal askespredning unngås. - Askespredning er aktuell der det ikke er snø, dvs. fra april til snøen kommer. Spredning av asken kan være vanskelig i sterk nedbør grunnet fuktig aske. - Bare herdet, granulert og behandlet aske med godkjente verdier for tungmetaller kan tilbakesføres til skog, også til annen bruk av asken. - Ved gjødsling og askespredning i skog skal det settes igjen ugjødslete soner mot vann og vassdrag for å unngå avrenning. <i>Asken kan brukes:</i> - Der mer enn bare stammen blir tatt ut og der dette tilsvarer mer enn et halvt tonn aske per ha. Unntak kan gjøres dersom uttaket gjennomføres ved et avrenningsområde, og uttaket kan overstige et halvt tonn aske.

	- Der mesteparten av nålene ikke ligger igjen. Asketilbakeføringen vil motvirke forurensningseffekten av uttaket. - Ved høy bonitet kan nålene tas ut under forutsetning om at asken tilbakeføres. Ved lav bonitet og med intensivt uttak av biomasse kan både aske og N-gjødsel kombineres. - I granbestand hvor hogstuttaket er på $> 200\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$. - Ikke tilbakeføre mer enn 3 tonn aske per ha per 10 år, og maks 6 tonn per omløpstid.
Terrengtransport og kjøreskader	- God planlegging, god informasjon og god dokumentasjon med karttegninger, og markering i feltet gjør det enklere for alle involverte å hindre kjøreskader. - Teknologi, system og tidspunkt for uttak av hogstavfall samt asketilbakeføring/gjødsling/markberedning bør velges slik at kjøringen i skogen ikke medfører kjøreskader og avrenning av sedimenter og organisk materiale til vassdrag. Terrengtransporten skal heller ikke påføre skader på foryngelsen eller på hogstavfallet som er blitt satt igjen på hogstfeltet. - Ta hensyn til hogstmodne områder i bestandet i ulike årstider. I områder der økosystemet er sårbart (dårlig bæreevne) skal hogst og utdrift kun skje på frossen eller snødekt mark. - Unngå høsting i områder med svak bæreevne. Jo mer finkornet materiale og humus, desto dårligere bæreegenskaper er det. - Ikke kjør på stier og løyper. - Ved at det blir laget et underlag på kjørerutene, samt at underlaget blir bevart og opprettholdt, kan kjøreskader, erosjon og sedimentering bli unngått. Det er spesielt viktig å ha slikt underlag i områder der jordas bæreevne er dårlig. Generelt bør underlagene bli fornyet når de blir mye brukt og nedslitt. - Brattheten på terrenget bør holdes til 15 % eller mindre. Brattere terreng kan være tillatt for kortere avstander. - Grøfting av myr og sumpskog skal ikke skje. Myr og sumpskog som har vært grøftet tidligere, skal heller ikke grøftes på nytt. - Ved markberedning er det stor risiko for kjøreskader. Spesifikk for Vestlandet: Reduksjon av skader på høyereliggende områder: - Om det er mulig, bør avvirkningen bli gjennomført under vinterforhold. - Unngå å fjerne GROT fra hogstfeltet. HTU bør generelt unngås.

	- La store grove døde trær bli liggende igjen i skogen. - Ta kontakt med Direktoratet for naturforvaltning (DN) for å minimere konsekvensene for vernede arter. <i>Våtmarksområder:</i> - Store kjøretreaser bør plasseres bort fra bekker, dammer, innsjøer og våtmarksområder. - Dra nytte av naturlige kryssdreneringer. - Dersom en må krysse vann/vassdrag må dette gjøres på en akseptabel måte. - Ikke på noe tidspunkt kan lassbærere kjøre gjennom rennende bekker. - Ikke kjør i nedre deler der marken er ofte våtere og har mindre bæreevner. <i>Tiltak:</i> - Utbedring av kjøreskader i områder av eksponert mineraljord, som for eksempel er utsatt for erosjon. - Hjulspor som forårsaker vannavrenning og erosjon, kjøreskader i mye brukte stier og løyper, og andre vesentlige skader, skal utbedres så snart fuktighetsforholdene gjør dette praktisk mulig etter avsluttet bruk av utdriftstraseen. - Barlegging er det viktigste forebyggende tiltaket for å forebygge og redusere sporskader på valgt driftsvei. LS kravpktr. (for nærmere utdypning se LS): - Nr. 16 - Markberedning - Nr. 20 - Skogsveier - Nr. 22 - Terrengtransport
--	--

Tabell 10. Effektkategorier som har like retningslinjer i Norge som de landene som er brukt i sammenligningen.

Effektkategori	Gjeldende norske retningslinjer
Buffersone og erosjon	LS sine kravpunkter (for nærmere utdypning se LS): - Nr. 10 - Avfallshåndtering - Nr. 12 – Kantsoner – har en veldig bra veiledende måte å velge bredden på buffersonen. Jo mer fuktighet, desto større må buffersonen være. - Nr. 17 - Myr og sumpskog - Nr. 22 - Terrengtransport. Skogbrukslovens miljøforskrift § 5 (http://www.lovdata.no/for/sf/ld/td-20060607-0593-002.html#5) Vannressursloven § 11 (kantsonevegetasjonen): (http://www.lovdata.no/all/tl-20001124-082-002.html#11)
BM	LS sine kravpunkter (også Debio) (for nærmere utdypning se LS):: - Nr. 4 – Biologiske viktige områder. - Nr.5 – Brannpåvirket skog. - Nr.6 – Fjellskog - Nr.8 – Gamle grove trær og død ved. - Nr. 12 – Kantsoner - Nr.17 – Myr og sumpskog.

7. Konklusjon

Klimaendringer er utvilsomt en trussel mot vår verden. Dette styrker behovet for tiltak mot klimagassutslippene og trigger blant annet økt satsing på bioenergi. Denne litteraturstudien har tatt for seg både nasjonale og internasjonale vitenskapelige funn for å øke forståelsen av hvordan skogen vil komme til å reagere og endre seg dersom vi tar ut mer biomasse fra skogen enn det som vanligvis blir tatt ut ved KH. Grunnet ulike mikroklimatiske, geografiske og geologiske forhold var funnene sprikende. Resultatene strakte seg fra ikke så alvorlige effekter, til større trusler mot det skoglige økosystemet. Driften av HTU skal bli utført på en mest mulig bærekraftig måte som ikke medfører hindringer eller saboterer viktige politiske mål (bærekraftig skogbruk og hindringen av tap av BM).

Vellykket skogforvaltning er økologisk, estetisk og økonomisk givende. I kontrast, kan dårlig planlegging og styring øke forsuring, redusere vannkvaliteten, bidra til lokal flom, samt øke jorderosjon, sedimentasjon, og forurensning. Disse i sin tur kan føre til reduksjon av bærekraft og potensiell produktivitet i skogsøkosystemet. God skogforvaltning minimerer jordforstyrrelser og komprimering, og beskytter jorda. Strategisk plasserte skogsområder i form av buffersoner kan bidra til å redusere jordtap.

Sett under ett gjelder anbefalingene stort sett et bredt spekter av problemstillinger som er spesielt knyttet til høstingen (terrengtransport og kjøreskader) og foryngelsen (næringstap og kompensering) av skogen. Disse temaene er også blitt eksplisitt tatt opp i flere FSC og PEFC skogforvaltningsstandarder. Noen standarder har bare krav om identifisering og rapportering av for eksempel mengde tilgjengelig biobrensel og høstet mengde av biobrensel til energibruk. Andre standarder inkluderer ikke noen av de problemene som er blitt tatt opp i det hele tatt. Dermed må norske anbefalinger sees i tråd med internasjonale anbefalinger for å se hva som må utdypes mer ut i fra de retningslinjene som finnes for KH.

Anbefalinger fra fem ulike land i det boreale/tempererte skogbeltet (Sverige, Finland, Irland, Storbritannia, USA og Canada) ble vurdert, men de samsvarer bare på noen få områder. Anbefalinger i effektkategoriene *biologisk mangfold* og *buffersone og erosjon* overlappet mye med de norske retningslinjene som brukes i dagens skogbruk. Det er dermed mer fruktbart å komme med flere utredninger for de tre gjenværende effektkategoriene (*næringstap og gjødseltilføring*, *asketilbakeføring* og *terrengtransport og kjøreskader*). Her vil det være mulig å bruke allerede eksisterende anbefalinger for HTU fra andre land som en basis for nye anbefalinger passende for norske forhold.

8. Referanser

- 2010 Naturmangfoldåret – MD, 2010. Om Naturmangfoldåret. Lokalisert 27.10.2011 på <http://www.naturmangfoldaret.no/om-naturmangfoldaret/statisk-tekst/>
- Abildgaard Sørensen M., 2001. Mineralogi og miljøteknologi - stabilisering af tungmetaller med jernoxider. Dansk kemi. Lokalisert 25.11.2011 på <http://www.techmedia.dk/default.asp?Action=Details&Item=1232>
- Airaksinen P., Halonen M., Hynönen T., Kaukoaho J., Koskela M., Lehesvirta T., Lilleberg R., Paloniemi J., Tanttu V. & Salo T., 2006. Harvesting energy wood. Forestry Development center Tapio, Helsinki, 39 s.
- Alfredsen G., Asbjørnsen B. R., Flæte P. O. & Larnøy E., 2008. Miljøeffekter ved bruk av tre-Sammenstilling av kunnskap om tre og treprodukter. Oppdragsrapport fra Skog og landskap, Ås, 03/08, 100 s.
- Amundsen C. E., Nilsen P. & Gjølshjøl S., 2002. Aske fra biobrensel - avfall eller ressurs? Jordforsk rapport, Ås, 29/02, 38 s.
- Angelsen J., 2004. Pilotprosjektet i Trondheim havn – renseteknologi. Scandiaconsult AS, Trondheim, 19/04, 10 s.
- Artsdatabanken, 2011. Norsk rødliste for arter 2010. Lokalisert 31.10.2011 på <http://www.artsdatabanken.no/Article.aspx?m=268&amid=8237>
- Arvidsson H. & Lundkvist H., 2003. Effects of crushed wood ash on soil chemistry in young Norwegian spruce stands. Forest Ecology and Management 176: 121-132.
- Arvidsson H., Vestin T. & Lundkvist H., 2002. Effects of crushed wood ash application on ground vegetation in young Norway spruce stands. Forest Ecology and Management 161: 75-87.
- AT Skog, 2006. Hvordan redusere eller unngå kjøreskader ved skogsdrift - Råd fra AT Skog. Lokalisert 16.6.2011 på www.atskog.no
- Ballard T. M., 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. Forest Ecology and Management 133: 37-42.
- Baumann C., Gjerde I., Haavardsholm B. H., Sætersdal M., Nilsen J.-E., Løken B. & Ekanger I., 2002. Håndbok i registrering av livsmiljøer i Norge. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold - 4 hefter + registrerings skjema og instruksjonhefte. Norsk Institutt for skogforskning, Ås. Lokalisert 25.11.2011 på <http://www.skogkurs.no/mis/abstract/n5.html>
- BEFSCI, 2010. EU Renewable Energy Directive. Report: Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations; Bioenergy and Food Security Criteria and Indicators (BEFSCI) projec. Lokalisert 16.6.2011 på <http://www.fao.org/bioenergy/foodsecurity/befsci/62379/en/>
- Bellona, 2011. Biologisk mangfold. Lokalisert 16.6.2011 på http://www.bellona.no/subjects/biologisk_mangfold
- Bennett K., 2010. Good Forestry in the Granite State: Recommended Voluntary Forest Management Practices for New Hampshire. Lokalisert 25.11.2011 på <http://extension.unh.edu/goodforestry/html/0-intro.htm>
- Berner E. Jr., 2011. Mineralnæring – botanikk. Lokalisert 28.5.2011 på <http://www.snl.no/mineraln%C3%A6ring/botanikk>
- Bergquist J., Örlander G. & Nilsson U., 1999. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. Forest Ecology and Management 115: 171-182.

- Bioforsk, 2011a. Bormangel i jordbær. Lokalisert 11.4.2011 på http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/tjenester/publikasjoner/publikasjon?p_document_id=60281
- Bioforsk, 2011b. Fosfor; binding og avrenning. Lokalisert 27.5.2011 på http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/fagomrader/fagomrade/omrade/tema/artikkel?p_document_id=45522&p_dimension_id=16469
- Bioforsk, 2011c. Startgjødsling til korn. Lokalisert 01.9.2011 på http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/tema/artikkel?p_document_id=47414&p_dimension_id=19609&p_sub_id=19191&p_dimension_id=19190&p_menu_id=19211
- Bjørnstad E. & Norheim A., 2007. Småskala vameproduksjon fra skogbrensel. Trøndelag Forskning og Utvikling AS, Steinkjær, 04/07, 76 s.
- Blakstad E., 2011. Ambisiøst mål for fornybar energi. Innlegg av statssekretær Eli Blakstad 20.07.2011 i forbindelse med oversendelsen av utkast til EØS-vedtak om fornybardirektivet. Lokalisert 27.8.2011 på http://www.regjeringen.no/nb/dep/oed/aktuelt/taler_artikler/politisk_ledelse/taler-og-artikler-av-statssekretar-eli-b/2011/ambisiost-mal-for-fornybar-energi.html?id=651738
- Blytt L. D. & Stryken A., 2003. Nitrogen i landbruket - effekt av urea og andre N-gjødseltyper på miljøet. Lokalisert den 25.11.2011 på http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00013/Nitrogen_i_landbruke_13801a.pdf
- Botanikk, 2011. Planter og geologi. Lokalisert 08.4.2011 på <http://botanikk.no/geologi.html>
- Brunner I., Zimmermann S., Zingg A. & Blaser P., 2004. Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification. *Plant and Soil* 267: 61-71.
- Bøeng A. C., 2010. Konsekvenser for Norge av EUs fornybardirektiv. Økonomiske analyser 04/10, 11 s.
- Cicerio, 2011. Hvorfor endrer klima seg?. Lokalisert 16.3.2011 på <http://www.cicero.uio.no/abc/klimaendringer.aspx>
- Cottis T., 2008. Klimatiltak i landbruket. Lokalisert 11.7.2011 på <http://www.agropub.no/id/7749>
- Cullen J. B., 2004. Best Management Practices for Erosion Control on Harvesting Operations in NH. Lokalisert 01.12.2011 på http://extension.unh.edu/resources/resource/247/Best_Management_Practices_for_Erosion_Control_on_Harvesting_Operations_in_NH
- Debio, 2008. Regler for økologisk sertifisering. Lokalisert 25.11.2011 på http://www.debio.no/_upl/regelverk_skog.pdf
- Dutch J., 1995. The effect of whole-tree harvesting on early growth of Sitka spruce on an upland restocking site. Lokalisert 25.11.2011 på [www.forestry.gov.uk/pdf/RIN261.pdf/\\$FILE/RIN261.pdf](http://www.forestry.gov.uk/pdf/RIN261.pdf/$FILE/RIN261.pdf)
- Dyrhaug M., 2011. Plantenæringsstoffene, gjødsling og kalking. Lokalisert 11.4.2011 på <http://nordnorge.lr.no/fagstoff-til-grovf%C3%B3rskolen/5-plantenaeringsstoffene,-gjoedsling-og-kalking-/5-plantenaeringsstoffene,-gjoedsling-og-kalking->
- Egnell G. & Leijon B., 1999. Survival and growth of planted seedlings of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* after different levels of biomass removal in clear-felling. *Scandinavian Journal of*

- Forest Research 14: 303–311.
- Egnell G. & Valinger E., 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. *Forest Ecology and Management*, 177: 65-74.
- Eltun R., Romstad E. & Øygarden L., 2010. Kunnskapsstatus «Bedre agronomi». Bioforsk rapport: Utredning av kompetansegrunnlaget for bedre agronomi for å møte landbrukets klimautfordringer. Bioforsk, Ås, 66/10, 72 s.
- Emilsson S., 2006. International Handbook - From Extraction of Forest Fuels to Ash Recycling. Produced within RecAsh - a LIFE-environment demonstration project- with contribution from the LIFE financial instrument of the European Community. Swedish Forest Agency, 48 s.
- Energimyndigheten, 2007. Miljökonsekvenser av stubbskörd - en sammenstilling av kunnskap og kunnskapsbehov. Environmental aspects on stump-harvest - compilation of knowledge and knowledge gaps. Statens energimyndighet, Stockholm, 40/07, 154 s.
- Energinorge, 2010. Lokalisert 25.10.2011 på <http://www.energinorge.no/internasjonalt/eus-energi-strategi-frem-mot-2020-endringer-noedvendig-for-aa-naa-20-20-20-maalene-article8274-441.html>
- Energiveven, 2011a. Aske. Lokalisert 06.7.2011 på http://www.energiveven.no/leksikon/article.asp?Data_ID_Article=224&Data_ID_Channel=2
- Energiveven, 2011b. Granulering. Lokalisert 08.9.2011 på http://www.energiveven.no/leksikon/article.asp?Data_ID_Article=251&Data_ID_Channel=2
- Esser J. M. & Nyborg Å., 1992. Jordsmonn i barskog – en oversikt for Norge. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås, 03/92, 50 s.
- Fahey T. J., Hill M. O., Stevens P. A., Hornung M. & Rowland P., 1991. Nutrient Accumulation in Vegetation Following Conventional and Whole-Tree Harvest of Sitka Spruce Plantations in North Wales. *Forestry* 64: 271-288.
- Fedders L. E., 2011. Ny test skal hindre overforbruk av fosfor. Lokalisert 26.5.2011 på <http://www.forskning.no/artikler/2011/mai/288088>
- Forest Service, 2000. Forest Harvesting and the Environment Guidelines. Lokalisert 25.11.2011 på <http://www.agriculture.gov.ie/media/migration/forestry/publications/harvesting.pdf>
- Forestry Commission Group, 2003. Forest and water guidelines. Lokalisert 25.11.2011 på www.forestenergy.org/openfile/141
- Fornybar, 2011. Norske klima- og energimål. Lokalisert 29.10.11 på <http://www.fornybar.no/sitepageview.aspx?sitePageID=1777>
- Fornybardirektivet, 2009. DIRECTIVE 2009/28/EC. Lokalisert 13.5.2011 på <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:01:EN:HTML>
- Framstad E., 2007. Bioenergi – er alt like miljøvennlig? Lokalisert 06.4.2011 på www.sabima.no/sider/fil.asp?id=745
- Framstad E., Berglund H., Gundersen V., Heikkilä R., Lankinen N., Peltola T., Risbøl O. & Weih M., 2009. Increased biomass harvesting for bioenergy – effects on biodiversity, landscape amenities and cultural heritage values. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, TemaNord 591/09, 163 s.
- Franzefoss Miljøkalk AS, 2011. Forsuringsprosesser. Lokalisert 09.6.2011 på

- <http://www.kalk.no/website.aspx?displayid=1291>
- Gillund O., 2010. Gjenbruk av aske - forventninger /krav hva er nytt? Lokalisert 09.6.2011 på www.nobio.no/images/stories/Driftseminar%202011/ola_gillund.pdf
- GISS, 2011. Globale temperature. Lokalisert 31.10.2011 på <http://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs/>
- Global Phosphorous Research Initiative, 2008. Phosphorus (P). Lokalisert 26.5.2011 på <http://phosphorusfutures.net/index.php>
- Godal A. M., Hovde K. O., Jackson I. & Ryste M. E., 2011. Tungmetall. Lokalisert 08.6.2011 på <http://www.snl.no/tungmetaller>
- Grove S. J., 2002. Saprophytic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. Annual Review of Ecology and Systematics 33: 1-23.
- Gundersen P., Laurén A., Finér L., Ring E., Koivusalo H., Sætersdal M., Weslien J.-O., Sigurdsson B. D., Högbom L., Laine J. & Hansen K., 2010. Environmental services provided from riparian forests in the Nordic countries. Ambio 39: 556-566.
- Gyldendal, 2011. Nitrogenets kretsløp. Lokalisert 11.4.2011 på http://web2.gyldendal.no/undervisning/felles/pixdir20/?archive=bi2_grunnbok&menuitem=menu_2_7&resultsource=menu_2_7&detailsource=image_72
- Hallbäck L. & Tamm C. O., 1986. Changes in soil acidity from 1927 to 1982–1984 in a forest area of south-west Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research 1: 219-232.
- Hamnaberg H., Nybakke K. & Seming S. (m.fl), 2010. Tilgangen til fornybar energi i Norge - et innspill til Klimakur 2020. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo, 33 s.
- Hansen B.-H., 2011. Landbruk - Nye miljøkrav i landbruket i vannområde Glomma sør. Lokalisert 29.7.2011 på <http://www.glomma-sor.no/landbruk.html>
- Hanssen K. H., 2010. Økt uttak av biomasse fra skog – virkninger på skogproduksjonen og effekter av askespredning. Fagdag 25.11.10 på Energigården. Lokalisert 25.11.2011 på <http://www.energigarden.no/produkterTjenester/Yara/Fagdag%2025.11.10%20Kjersti%20Holt%20Hansen.pdf>
- Haraldsen H., 2011. Sporstoffer. Lokalisert 09.6.2011 på <http://www.snl.no/sporstoffer>
- Haraldsen H. & Kofstad P. K., 2011. Kobber. Lokalisert 09.6.2011 på <http://www.snl.no/kobber>
- Haugen J. M., 2011. Skog, skogbruk, biomangfold og klima. Lokalisert 17.6.2011 på www.sabima.no/sider/fil.asp?id=1454
- Haugland T. & Ottesen R. T., 2003. Aske fra biobrenselanlegg – aktuell sluttbehandling. Forprosjekt. Norges geologiske undersøkelse, Trondheim, 20 s.
- Hautala H., Jalonen J., Laaka-Lindberg S. & Vanha-Majamaa I., 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. Biodiversity and conservation 13: 1541-1554.
- Helmisaari H.-S., Hanssen K. H., Jacobson J., Kukkola M., Luitro J., Saarsalmi A., Tamminen P. & Tveite B., 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. Forest Ecology and Management 261: 1919-1927.
- Henrikson L., 2009. Skogbruk ved vannet. Skogsstyrelsens förlag 2000 Skogbruk og vann. Norsk oversettelse og bearbeiding: S. O. Martinsen, V. Årnes og S. Skøien. Vannområdeutvalget Morsa, Moss, 30 s.
- Hjermann D. Ø., 2011 Nøkkelart. Lokalisert 06.7.2011 på

- <http://snl.no/n%C3%B8kkelart/%C3%B8kologi>
- Hjerpe K., Anderson S., Eriksson H., Lomander A., Samuelsson H., Stendhal J. & Wallstedt A., 2008. Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterføring. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping, 33 s.
- Hobbelstad K., Gobakken T. & Swärd J., 2004. Evaluering av Levende Skog - Tilstand og utvikling i norsk skog vurdert i forhold til enkelte standarder. Norsk institutt for jord- og skogskartlegging, Ås, 19/04, 30 s.
- Hohle, E. E. (red.), 2005. Bioenergi – miljø, teknikk og marked. Energigården, Brandbu, DC Tangen. 390 s.
- Hu J., 2000. Effects of harvesting coniferous stands on site nutrients, acidity and hydrology. Doctor Scientiarum Theses 2000:29, Norges landbrukshøgskole, Ås, 176 s.
- Høiland K., 2011. Truete og sjeldne planter i Norge. Forelesning UMB, Ås. 5 januar 2011.
- IPCC, 2007a. Climate change 2007: Synthesis report. Lokalisert 31.10.2011 på [4th Assessment Report: Climate Change 2007: Synthesis Report](#)
- IPCC, 2007b. Direct global warming potentials. Lokalisert 28.10.2011 på http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html
- ISCC, 2011. International Sustainability and Carbon Certification. Lokalisert 14.8.2011 på <http://www.iscc-system.org>
- Jacobson S., Kukkola M., Mälikönen E. & Tveite B., 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. Forest Ecology and Management 129: 41-51.
- Jacobson S. & Gustafsson L., 2001. Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand. Basic and Applied Ecology 2: 233-241.
- Jackson I., 2011. Jord. Lokalisert 12.11.2011 på <http://snl.no/jord/podsoil>
- Johnson D. W., Knoepp J. D., Swank W., Shan J., Morris L. A., Van Lear D. & Kapeluck P. R., 2002. Effects of forest management on soil carbon: results of some long-term resampling studies. Environmental Pollution 116: 201-208.
- Johnson D. W. & Curtis P. S., 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. Forest Ecology and Management 140: 227-238.
- Johnsrud T.-E., 2007. Skogsdrift og veger i bratt terreng – en veileder i planlegging. Skogbrukets Kursinstitutt, Biri, 32 s.
- Jonsell M., 2008. The effects of forest biomass harvesting on biodiversity. I: Röser D., Asikainen A., Raulund-Rasmussen K. & Stupak I. (red.), Sustainable use of forest biomass for energy – a synthesis with focus on the Nordic and Baltic countries. Managing Forest Ecosystems 12: 129-154.
- Kanenergi, 2006. Biomasse – nok til alle gode formål? Rapport for NVE Norges vassdrags- og Energidirektorat. KanEnergi, 28 s.
- Karlton E., Saarsalmi A., Ingerslev M., Mandre M., Gaitnieks T., Ozolincius R. & Varnagiryte I., 2008. Wood ash recycling – possibilities and risks. I: Röser D., Asikainen A., Raulund-Rasmussen K. & Stupak I. (red.), Sustainable use of forest biomass for energy – a synthesis with focus on the Nordic and Baltic countries. Managing Forest Ecosystems 12: 79-108.
- Kjønaas J. O. & Nilsen P., 2004. Jordsmonnet er det største karbonlageret på landjorda. Glimt fra

- Skogforskningen, Skogforsk - institutt for naturforvaltning, Ås, 05/04, 2 s.
- Klif, 2010. Tiltak- og virkemidler for reduserte utslipp av klimagasser fra norsk industri. Lokalisert 16.3.2011 på www.klif.no/publikasjoner/2596/ta2596.pdf
- Kohman K. & Solberg S., 2001. Bormangel i Gudbrandsdalen. Oppdragsrapport fra Norsk institutt for skogforskning, Ås, 02/01, 16 s., 29 kart.
- Langerud B., Størdal S., Wiig H. & Ørbeck M., 2007. Bioenergi i Norge – potensialer, markeder og virkemidler. Østlandsforskningsrapport, 17/07, 192 s.
- Larsson J. Y. & Hylen G., 2007. Skogen i Norge - Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000 – 2004. Viten fra Skog og landskap, Ås, 01/07, 92 s.
- Levende Skog-standard, 2006. Lokalisert 24.3.2011 på <http://www.levendeskog.no/sider/tekst.asp?side=324&submeny=Levende%20Skog%20standarden&niv2=&menuid=239>
- Loe H. K., 2008. Mer utslipp i årene som kommer. Lokalisert 28.8.2011 på <http://www.ssb.no/ssp/utg/200804/04/>
- Lovdata, 1983. Lov om vern mot forurensning og om avfall (Forurensningsloven). LOV-1981-03-13-6. Lokalisert 30.10.2011 på <http://www.lovdata.no/all/nl-19810313-006.html>
- Lovdata, 2003. FOR 2003-07-04-951: Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. FOR-2003-07-04-951. Lokalisert 30.10.2011 på <http://www.lovdata.no/for/sf/ld/xd-20030704-0951.html>
- Lovdata, 2005. Lov om skogbruk (Skogbruksloven). LOV 2005-05-27-31. Lokalisert 29.03.2011 på <http://www.lovdata.no/all/hl-20050527-031.html>
- Lund E. (red.), 2003. Økologisk handbok - Jordkultur og næringstilgang. Rapport for Norsk senter for økologisk landbruk. NORSØK og GAN Forlag AS, Oslo. 158 s.
- Løes A.-K., 2011. AL-løselige stoff og K-HNO₃. Lokalisert 27.5.2011 på <http://www.agropub.no/id/8187.0>
- Løes A.-K. & Falk Øgaard A., 2001. P og K i jord - hva skjer ved økologisk drift? Økologisk landbruk. Lokalisert 25.11.2011 på http://www.agropub.no/asset/194/1/194_1.pdf
- Løvenskiold, 2011. Hogstplanlegging. Lokalisert 14.7.2011 på <http://www.lovenskiold.no/Skog/Skogbruk/Hogst/Hogstplanlegging/>
- Mattilsynet, 2007. Veileder til forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. Lokalisert 18.7.2011 på http://www.mattilsynet.no/regelverk/veiledere/planter/veileder_til_forskrift_om_gj_dselvarer_mv_av_organisk_opphav_49314
- McKinnon K. & Hansen S., 2011. pH - kalk og kalking. Lokalisert 27.6.2011 på <http://www.agropub.no/id/7555>
- Miljølære, 2011. Hva truer mangfoldet i norsk natur? Lokalisert 30.7.2011 på <http://miljolare.no/tema/planterogdyr/artikler/trusler-natur.php>
- Miljøstatus, 2010. Truede arter. Lokalisert 04.4.2011 på <http://www.miljostatus.no/Tema/Naturmangfold/Truede-arter/>
- Mæhlum L., 2011. Fornybardirektivet. Lokalisert 23.11.2011 på

- <http://snl.no/Fornybardirektivet>
- Mälkönen E., 1976. Effect of whole-tree harvesting on soil fertility. *Silva Fennica* 10:157-164.
- Nilsen P., 2001. Fertilization Experiments on Forest Mineral Soils: A Review of the Norwegian Results. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 541-554.
- Nilsen P., Hobbelstad K. & Clarke N., 2008. Opptak og utslipp av CO₂ i skog - vurdering av omløpstad, hogstmetode og hogstfredning for CO₂-binding i jord og trær. *Skog og landskap*, Ås, 06/08, 24 s.
- Nisbet T., Dutch J. & Moffat A., 1997. Whole tree harvesting - a guide to good practice. Forestry Commission, Edinburgh, 12 s.
- Nordiske skogministre, 2010. Implementing the Selfoss declaration - Recommendations to Nordic Forestry. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, TemaNord 554/10, 96 s.
- Norsk landbruksrådgivning, 2011a. Gjødning. Lokalisert 11.7.2011 på www.lr.no/media/ring/1043/Klimaråd%20Faktaark%206%20gjødning.pdf
- Norsk landbruksrådgivning, 2011b. Jordpakking. Lokalisert 27.6.2011 på www.lr.no/media/ring/1043/Klimaråd%20Faktaark%20Jordpakking.pdf
- NRK, 2008. Norge ikke noe foregangsland. Lokalisert 29.3.2011 på <http://fil.nrk.no/nyheter/1.4547356>
- Nyborg Å. A., 2008. Jordsmonn utviklet i marinleire i Østfold – egenskaper, opptreden og utbredelse. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 24/08, 22 s.
- Nykvist N. & Rosén K., 1985. Effect of clear-felling and slash removal on the acidity of northern coniferous soils. *Forest Ecology and Management* 11: 157-169.
- Näsholm T., Ekblad A., Nordin A., Giesler R., Högborg M. & Högborg P., 1998. Boreal forest plants take up organic nitrogen. *Nature* 392: 914-916.
- Olsson B. A., Staaf H., Lundkvist H., Bengtsson J. & Rosén K., 1996a. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82: 19-32.
- Olsson B. A., Bengtsson J. & Lundkvist H., 1996b. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management* 84: 135-147.
- Ozolinčius R., Buožyte R. & Varnagiryte-Kabašinskien I., 2007. Wood ash and nitrogen influence on ground vegetation cover and chemical composition. *Biomass Bioenergy* 31: 710-716.
- Palviainen M., Finér L., Mannerkoski H., Piirainen S. & Starr M., 2005. Changes in the above- and below-ground biomass and nutrient pools of ground vegetation after clear-cutting of a mixed boreal forest. *Plant and Soil* 275: 157-167.
- Pedersen C., 2011. Forest Stewardship Council (FSC) [Forelesning UMB] Norsk Institutt for Skog og landskap, Ås.
- Pitman R. M., 2006. Wood ash use in forestry - a review of the environmental impacts. - *Forestry* 79: 563-588.
- Powers R. F., Scott D. A., Sanchez F. G., Voldseth R. A., Page-Dumroese D., Eliooff J. D. & Stone D. M., 2005. The North American long-term soil productivity experiment: Findings from the first decade of research. *Forest Ecology and Management* 220: 31-50.
- Proe M. F., Cameron A. D., Dutch J. & Christodoulou X. C., 1996. The effect of

- whole-tree harvesting on the growth of second rotation Sitka spruce. Oxford journals. Life Sciences 69: 389-401.
- Raulund-Rasmussen K., Stupak I., Clarke N., Callesen I., Helmisaari H.-S., Karlton E., Varnagiryte Kabasinskiene I., 2008. Effects of very intensive forest biomass harvesting on short and long term site productivity. I: Röser D., Asikainen A., Raulund-Rasmussen K. & Stupak I. (red.), Sustainable use of forest biomass for energy – a synthesis with focus on the Nordic and Baltic countries. Managing Forest Ecosystems 12: 29-78.
- Reed E. U., 2011. Bra med hogst på kort sikt. Lokalisert 02.11.2011 på <http://www.forskning.no/artikler/2011/september/297835>
- Regjeringen, 2008. Skog: Nordisk vedtak om bærekraftig skogbruk. Lokalisert 10.8.2011 på <http://www.regjeringen.no/nb/dep/lmd/aktuelt/nyheter/2008/aug-08/skog-nordisk-vedtak-om-barekraftig-skogb.html?id=524712>
- Regjeringens bioenergi-strategi, 2008. Strategi for økt utbygging av bioenergi-rapport. Olje- og energidepartementet. Lokalisert 25.11.2011 på <http://www.regjeringen.no/nb/dep/oed/dok/rapporter/2008/strategi-for-okt-utbygging-av-bioenergi.html?id=505401>
- Reimann C., Ottesen R. T., Andersson M., Arnoldussen A., Koller F. & Englmaier P., 2008. Element levels in birch and spruce wood ashes-green energy? Science of The Total Environment 393: 191-197.
- Ringnes M., 2011. Jordvann. Lokalisert 26.7.2011 på <http://www.agropub.no/id/7613>
- Ryan D. F., Huntington T. G. & Martin W. C., 1992. Redistribution of soil nitrogen, carbon and organic matter by mechanical disturbance during whole-tree harvesting in northern hardwoods. Forest Ecology and Management 49: 87-99.
- Ryan M. G., 2000. Forestry and water quality guidelines. Forest service, Dublin. Lokalisert 25.11.2011 på http://www.agriculture.gov.ie/media/migration/forestry/publications/water_quality.pdf
- Sabima, 2010. Levende skog. Lokalisert 29.10.2011 på <http://www.sabima.no/sider/tekst.asp?side=179>
- Sanchez F. G., Tiarks A. E., Kranabetter J. M., Page-Dumroese D. S., Powers R. F., Sanborn P. T. & Chapman W. K., 2006. Effects of organic matter removal and soil compaction on fifth-year mineral soil carbon and nitrogen contents for sites across the United States and Canada. Canadian journal of forest research 36: 565-576.
- Sandved Dalen L., 2011. Ukjente mengder karbon i jord. Lokalisert 13.8.2011 på <http://www.forskning.no/artikler/2011/februar/279203>
- Schroeder L. M., 2008. Insect pests and forest biomass for energy. I: Röser D., Asikainen A., Raulund-Rasmussen K. & Stupak I. (red.), Sustainable use of forest biomass for energy – a synthesis with focus on the Nordic and Baltic countries. Managing Forest Ecosystems 12: 109-128.
- Scott D. A., Tiarks A. E., Sanchez F. G., Elliot-Smith M. & Stagg R., 2004. Forest soil productivity on the southern long-term soil productivity sites at age 5. In: Connor K. F. (eds.), Proceedings of the 12th biennial southern silvicultural research conference, General Technical Report - Southern Research Station, USDA Forest Service 71: 372-373.

- Skog og landskap, 2011a. Fosformangel. Lokalisert 11.4.2011 på
<http://skogskade.skogoglandskap.no/index.cfm?oa=diagnosis.view&dia=308>
- Skog og landskap, 2011b. Magnesiummangel. Lokalisert 27.10.2011 på
<http://skogskade.skogoglandskap.no/index.cfm?oa=diagnosis.view&dia=310>
- Skog og landskap, 2011c. Skogskader på internett – bormangel. Lokalisert 15.8.2011 på
<http://skogskade.skogoglandskap.no/index.cfm?oa=diagnosis.view&dia=311>
- Skog og landskap, 2011d. Skogskader på internett. Lokalisert 15.8.2011 på
<http://skogskade.skogoglandskap.no/index.cfm?oa=diagnosis.view&dia=484>
- Skog og landskap, 2011e. Karbonbinding i skogsjord. Lokalisert 11.7.2011 på
http://www.skogoglandskap.no/fagartikler/2008/karbonbinding_i_skogsjord
- Skogkurs, 2005. SKI Resyme - Nr. 12 Gjødsling. Lokalisert 08.4.2011 på
http://www.skogkurs.no/produkt.asp?Data_ID_Article=1884
- Skogsstyrelsen, 2001. Rekommandasjoner ved uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. – Meddelande 02/01, 25 s.
- Snl, 2011. Mykorrhiza. Lokalisert 27.6.2011 på <http://www.snl.no/mykorrhiza>
- Solbraa K., 1996. Veien til et bærekraftig skogbruk. Universitetsforlaget AS, Oslo, 192 s.
- Solbraa K., 2001. Vann i skog. Lokalisert 26.7.2011 på <http://www.agropub.no/id/9659>
- SSB, 2005. Kyoto-avtalen har ikke stoppet utslippsveksten. Lokalisert 28.3.2011 på
<http://www.ssb.no/valgaktuelt/2005/art-2005-09-07-01.html>
- SSB, 2009. Skog. Lokalisert 04.4. 2011 på <http://www.ssb.no/skog/>
- SSB, 2011a. Høyere pris på massevirke. Lokalisert 31.10.2011 på
<http://www.ssb.no/skogav/>
- SSB, 2011b. Mer tømmer, lavere tilvekst. Lokalisert 29.10.2011 på
<http://www.ssb.no/1st/>
- St.meld. nr. 34 (2006–2007). Norsk klimapolitikk. Miljøverndepartementet. Lokalisert 28.11.2011 på
<http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/2006-2007/Stmeld-nr-34-2006-2007-.html?id=473411>
- St.meld. nr. 39 (2008–2009). Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen. Landbruks- og matdepartementet. Lokalisert 28.11.2011 på
<http://www.regjeringen.no/nb/dep/lmd/dok/regpubl/stmeld/2008-2009/stmeld-nr-39-2008-2009-.html?id=563671>
- St.meld. nr. 58 (1996-1997). Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Miljøverndepartementet. Lokalisert 28.11.2011 på
http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/19961997/st-meld-nr-58_1996-97.html?id=191317
- Stupak I., Asikainen A., Röser D. & Pasanen K., 2008. Review of recommendations for forest energy harvesting and wood ash recycling. I: Röser D., Asikainen A., Raulund-Rasmussen K. & Stupak I. (red.), Sustainable use of forest biomass for energy – a synthesis with focus on the Nordic and Baltic countries. Managing Forest Ecosystems 12: 155-196.
- Stupak I., Lattimore B., Titus B. D. & Smith C. T., 2011. Criteria and indicators for sustainable forest fuel production and harvesting: A review of current standards for sustainable forest management. Biomass and Bioenergy 35: 3287-3308.

- 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. NORSKOG, Oslo, 183 s.
- Sverdrup-Thygeson A., Framstad E. & Svarstad H., 2004. Miljørevolusjon i skogen? En evaluering av Levende Skog i sertifisering av norsk skogbruk. NINA oppdragsmelding 849, Oslo, 61 s.
- Sverdrup-Thygeson A., Borg P. & Bergsaker E., 2005. Miljøhensyn på hogstflatene - før og etter Levende Skog. Norskog, Oslo, 84 s.
- Sverdrup-Thygeson A. & Framstad E., 2007. Bioenergitiltak og effekter på biomangfold. NINA Rapport 311, Oslo, 38 s.
- Sverdrup-Thygeson A., Bergsaker E., Brandrud T. E., Dale T., Elsrud O. E., Rønning E. & Skuland S., 2009. Miljøregistrering i skog (MiS) - utvelgelsesprosessen og skogeiers oppfatning. Norsk institutt for naturforskning, 58 s.
- Tesli A., Thomassen J. & Sørensen J., 2006. Kvaliteten på norske konsekvensutredninger – Gjennomgang, kvalitetsvurdering og metodeutvikling. Samarbeidsrapport NIBR/Miljøalliansen. Norsk institutt for by- og regionforskning, Oslo, 238 s.
- Thiffault E., Hannam K. D., Paré D., Titus B. D., Hazlett P. W., Maynard D. G. & Brais S., 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests - A review. *Environmental Reviews* 19: 278-309.
- UNDP, 2007. Kampen mot klimaendringene: Solidaritet mellom mennesker i en splittet verden. United Nations Development Programme (UNDP). Lokalisert 28.11.2011 på <http://www.undp.no/hdr/>
- U.S. Environmental protection agency, 2011. Lokalisert 31.10.2011 på <http://www.epa.gov/climatechange/economics/international.html>
- Vanndirektivet, 2000. DIRECTIVE 2000/60/EC. Lokalisert 30.10.2011 på <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:EN:HTML>
- Vennesland B., Hobbeldstad K., Bolkesjø T., Baardsen S., Lileng J. & Rolstad J. 2006. Skogressursen i Norge 2006 - Muligheter og aktuelle strategier for økt avvirkning. Viten fra Skog og landskap, Ås. 03/06, 94 s.
- Vesterdal L., Jørgensen F. V., Callesen I. & Raulund-Rasmussen K., 2002. Skovjordes kulstoflager – sammenligning med agerjorde og indflydelse af intensiveret biomasseudnyttelse. I: Christensen B. T (red.). Biomasseudtag til energiformål – konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug. Sluttrapport for prosjekt under Energistyrelsens Utviklingsprogram for Vedvarende Energi m. v. (UVE). Danmarks Jordbrugs Forskning 72: 14-28.
- Viken skog, 2011. Tømmerleverandørenes (skogeierne) miljøansvar. Lokalisert 27.8.2011 på <http://www.viken.skog.no/default.php?aid=142>
- Wilhelmsen G., Nilsen P., Johnsen K. I. & Sørensen H., 2001. Bioenergi og miljø. Rapporthefte / NoBioAbsolutt trykk, Oslo, 16 s.
- Wormdal S., 2004. Aske fra biobrenselanlegg Hva kan og bør aske brukes til? Fra idé til start av virksomhet. Lokalisert 18.7.2011 på http://www.nobio.no/images/stories/PDF/080304_Foredrag_Steinar_Wormdal.pdf
- Wormdal S., 2010. Aske fra spesialavfall til ressurs - Noen erfaringer fra Norge og Sverige.

- Fagdag - aske. SB SKOG, 11 November 2010. Lokalisert 28.11.2011 på
<http://www.energigarden.no/produkterTjenester/Yara/Fagdag%2025.11.10%20Steinar%20Wormdal.pdf>
- Yanai R. D., William S. C. & Goodale C. L., 2003. Soil Carbon Dynamics after Forest Harvest: An Ecosystem Paradigm Reconsidered. *Ecosystems* 6: 197-212.
- Zero, 2010. Fornybardirektivet. Lokalisert 28.3.2011 på
<http://www.zero.no/fornybar-energi/politikk-og-rammevilkaar/fornybardirektivet>
- Zhou G., Liu S., Li Z., Zhang D., Tang X., Zhou C., Yan J. & Mo J., 2006. Old-Growth Forests Can Accumulate Carbon in Soils. *Science* 314: 1417.
- Økstad E., 2010. Skog som biomasseressurs. Lokalisert 11.7.2011 på
<http://www.klif.no/no/Aktuelt/Leserinnlegg/Skog-som-biomasseressurs/>
- Østerhus B., 2001. DOM fraksjonering og karakterisering. Hovedoppgave for cand.scient.-graden. Kjemisk institutt. Universitetet i Oslo 03/01, 168 s.
- Øyen B.-H., 2008. Kystskogbruket- Potensial og utfordringer de kommende tiårene. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 01/08, Ås, 80 s.
- Åström M., Dynesius M., Hylander K. & Nilsson C., 2005. Effects of slash harvest on bryophytes and vascular plants in southern boreal forest clear-cuts. *Journal of Applied Ecology* 42: 1194-1202.