

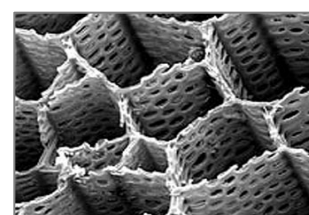
**FORPROSJEKT
BIOKULL SOLØR-ODAL -
SAMFUNNSNYTTE, DANNING OG
STABILISERING, BINDING AV
PLANTEVERN-MIDDELRESTER OG
ENDRINGER I KLIMAGASSUTSLIPP.
LITTERATUR OG REGIONAL ANALYSE
DEL 2**



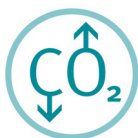
Biokull lagret i jord



Biokull



Porestruktur i biokull



New Energy Systems as

Postadresse: PB 38
1324 Lysaker
Telefon: 97 68 69 93
e-post: j.sorensen@
newenergysystems.no
Foretaksreg.: 979 674 732

RAPPORT-TITTEL

FORPROSJEKT BIOKULL SOLØR-ODAL - SAMFUNNSNYTTE, DANNING OG STABILISERING, BINDING AV PLANTEVERNIMIDDELRESTER OG ENDRINGER I KLIMAGASSUTSLIPP. LITTERATUR OG REGIONAL ANALYSE DEL 2

FORFATTERE

Jan Sørensen (red)

Erstad, Karl-Jan¹
Konovalov, Nikolai Y.^{1, 2}
Spissøy, Arild³
Sørensen, Jan⁴
Erstad-van der Vlugt, Anne¹

¹ Rådgivande Agronomar AS, 6964 Korssund

² Regional Research Computer Centre, Lanscoe shosse 59-108, 197343 St. Petersburg, Russland

³ Norsk Institutt for landbruksøkonomisk forskning, 0030 Dep, Oslo

⁴ New Energy Systems AS, 1324 Lysaker

OPPDRAGSGIVER

Statens Landbruksforvaltning

KONTAKTPERSON

Reidar Tveiten

DATO 15.05.2011	TILGJENGELIGHET Åpen	PROSJEKT NAVN Forprosjekt biokull Solør-Odal	REF NR OPPDRAGSGIVER Tilsagnsnummer: 330 000 011 Ressursnummer: 5509
RAPPORT NR. 1/2011	ISBN-NR.: 978-82-998657-0-8	ANTALL SIDER	

SAMMENDRAG

Denne rapport er delrapport nr 2 under et forprosjekt som vurderer etablering av et hovedprosjekt for produksjon og utnyttning av biokull i Solør-Odal.

Solør-Odal fremstår som et riktig område for tidlig introduksjon av biokull. Området har skarpe jordtyper med lite organisk materiale og dårlige bufferegenskaper. I tillegg drives det et intensivt jordbruk med utstrakt planteproduksjon innen korn- og potetdyrking.

Denne Del 2 av forprosjektet vurderer området med tanke på jordtyper, råstoff, logistikk og karakterisering av biokull. Det er videre vurdert økonomiske forhold ved drift og utført en samfunnsøkonomisk betraktning ved bruk av biokull.

Emneord	Norsk	Engelsk
	Biokull Karbonbinding	Biochar Carbon sequestration

FORORD

Denne rapporten er laget på oppdrag fra Statens landbruksforvaltning og er finansiert av Nasjonalt utviklingsprogram for klimatiltak i landbruket. New Energy Systems AS har vært ansvarlig for prosjektet med Jan Sørensen som prosjektleder og som redaktør for denne delrapport nr 2 under prosjektet.

Det er tidligere i prosjektet utgitt delrapport nr. 1 med Karl-Jan Erstad som redaktør.

Phd Karl-Jan Erstad, Phd Nikolai Y. Konovalov, Phd Anne Erstad-van der Vlugt ved Rådgivande Agronomar AS; Arild Spissøy ved Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Jan Sørensen ved New Energy Systems har bidratt med individuelle kapitler i denne delrapport.

I tillegg til de ovennevnte organisasjoner har prosjektet hatt Solør-Odal landbruksrådgiving ved Otto Sveen og Norsk Landbruksrådgiving ved Jon Mjærum som samarbeidspartnere. Begge disse har gitt verdifulle bidrag om lokale forhold i Solør-Odal og tilrettelagt for utveksling av informasjon med lokale instanser og bønder.

Prosjektet har hatt god bistand av Phd Folke Günter fra Holon Ekosystem ab i Sverige på praktisk bruk av biokull og som har bidratt med et samfunnsmessig perspektiv på biokull i delrapport 1.

Dir. Ivar Pettersen ved Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning har bidratt til gjennomføring av prosjektet og til utforming av begge delrapporter.

SUMMARY

Biochar is rapidly gaining interest for its potential to improve soil properties and water quality, increase soil fertility, raise agricultural productivity, provide carbon sequestration in soil and reduce contamination. Among the positive impacts of biochar as an amendment to agricultural soils, two key properties are worth mentioning: a high affinity to nutrients and water, reducing onsite nutrient loss and offsite pollution from nutrient leaching, and a long residence time.

Realising the potential of biochar as a soil amendment is highly conditional on the feedstock from which biochar was produced and on the technology used in production. A special emphasis is put on the temperature level during pyrolysis or gasification. The potential also depends on the initial fertility of the given soil and on its initial physical, chemical, biological and mineralogical properties. Biochar amendments used alone or biochar in combination with nitrogen fertilisers lead to significantly different results. In fertile soils, especially those that already have high organic matter content, effects from biochar application develop slowly and often do not demonstrate any crop yield improvements in the first year. Otherwise biochar performs best in soils that are inefficient in retaining nutrients.

In Solør-Odal two types of feedstocks are readily available in mass volumes: straw from grain production, and forest and roadside wood residuals. Costs of feedstock were estimated. For straw, the estimates showed that sourcing square straw bales were favourable over round bales.

Biochar application rates were reviewed and it appears agronomically beneficial and economically competitive to supply each arable field with 5 tons/ha every 10 years.

Biochar is a widely used term that applies to a potentially broad class of charcoal materials intended as a soil amendment. The scheme for characterising biochar before amendment to soils is discussed. The emphasis is put on the individual characteristics and limitations associated with different kinds of biochar. In general, the composition of biochar is related to the original structure of the feedstock: cellulose, hemi-cellulose, lignin, and ash content while its functional properties are linked to such factors as: particle size; pyrolysis temperature; pressure in reactor; residence time in reactor; heating rate. Biochar and its use present itself with a high variability on all parameters reviewed.

Biochar has been found more useful in sandy soils than in loamy and in clayey soils. In sandy soils, the additional volume of water and soluble nutrients stored in the biochar micropores may become available as the soil dries. It may lead to increased plant water availability during dry periods.

Biochar is not a fertiliser in the strict sense of the word. Subsequently it does not replace the need for a fertiliser, but acts more to increase the efficiency of same fertiliser. It is, however, a soil (structuring) element that helps to maintain the natural fertility of the soil, or reduces a soil's depletion rate. Optimal fertility can be obtained by combining enrichment of biochar with a complementary traditional fertilisation (mineral fertilisers, compost, manure etc.).

In Solør-Odal, fast pyrolysis might be the preferred pyrolysis conversion method. Fast pyrolysis is a high yield bio-oil process, permitting the energy in the biomass to be stored and transported for use in heating applications. A disadvantage is that oil

residuals in biochar porestructures may reduce its agronomical quality for soil management.

Cost analysis was performed on ten pyrolysis and gasification units. All considered possible for installation in a demonstration setting in late 2012, early 2013. Both mobile and stationary units were reviewed, using wood and straw as feedstock. All units showed negative income. The units with the least negative income operated in a stationary regime using wood as feedstock with bio-oil as the energy end-product. CO₂ abatement costs were calculated with the lowest at NOK 271/tonn CO₂.

The cost analysis is a private or enterprise based calculation of benefits or costs. It differs from society's valuation as external costs or benefits to the society are not included. Production and use of biochar is associated with certain external costs and benefits and a review was carried out to examine and determine any societal value. The review is not a systematic analysis of all external costs and benefits as biochar is at an early stage with a limited set of performance data for analysis and comparison. An estimate on the society's benefit was calculated on the following three factors: carbon sequestration, reduced emissions of nitrous oxide and reduced agricultural fertiliser runoff. These factors were then included for a recalculation of the CO₂ abatement cost, having the society's perspective in mind.

SAMMENDRAG

Biokull har fått en økt interesse grunnet evnen til å gi jord: bedre egenskaper, øke fruktbarheten i jord, heve produktiviteten innenfor landbruket, muliggjøre binding av karbon i jord og redusere på forurensninger som oppstår i landbruket. Det er spesielt to egenskaper til biokull som fremheves: en stor evne til å holde tilbake næringsstoffer, inkludert en stor vannholdingsevne og en lang oppholdstid i jord.

Effektene av biokull som en jordforbedrer er sterkt avhengig av egenskapene for råstoffene som anvendes i produksjon og på produksjonsmetoden. Spesielt trekkes frem temperaturområdet for fremstilling av biokullet. Virkningen av biokull avhenger videre av opprinnelig næringsnivå i jorden og av dets fysiske, kjemiske, biologiske og mineralmessige egenskaper. I tillegg vil man se stor forskjell i virkning om biokull anvendes alene eller brukt i kombinasjon med et nitrogenholdig materiale. I næringsrike jordtyper, spesielt de med et høyt organisk innhold, vil man se at effekter av biokull utvikles senere og vil i flere tilfelle ikke gi avlingsøkning i det første år etter innblanding. Biokull er funnet å gi størst effekt i jord med liten evne til å holde tilbake næringsstoffer.

I Solør-Odal er to typer råstoff godt tilgjengelig. Det er halm fra kornproduksjon og grot fra kantrydding og skogsdrift. Det er estimert kostnader ved fremdrivelse av råstoff til et pyrolyseanlegg. For halm viser estimatene at bruk av firkantballer er mest kostnadseffektivt.

Det er vurdert innblandingsrater for biokull. Det virker som om det er agronomisk og økonomisk effektivt å blande inn biokull med en rate på 5 ton/ha hvert 10. år.

Biokull som benevnelse brukes om et bredt spekter av karbonisert materiale for innblanding i jord. Det er vurdert forskjellige måter å karakterisere biokull. Hovedvekten er lagt på individuelle egenskaper og begrensninger på forskjellige typer biokull. Generelt er biokull bygget opp av de samme elementene som var i råstoffet: cellulose, hemicellulose, lignin og aske. Det får funksjonelle egenskaper fra blant annet: partikkelstørrelse, temperaturnivå ved fremstilling i reaktor, trykk under fremstilling, oppholdstid i reaktor, varmegjennomtrengningshastighet i reaktor. Biokull fremstår med en stor grad av variabilitet i vurderte parametre.

Biokull er funnet å ha størst effekt i sandholdig jord. I sandholdig jord vil mikroporer i biokull muliggjøre lagring av vann og oppløselige næringsstoffer som tilgjengeliggjøres når fuktigheten i jorden reduseres.

Biokull er ikke et gjødsel, slik som dette begrep defineres. Biokull vil heller ikke kunne erstatte gjødsel, men vil kunne øke virkningen. Det er et jordstrukturerende materiale som bidrar til å opprettholde den naturlige fruktbarheten i jorden og reduserer utarmingseffekter. Forsterket effekt av biokull kan oppnås med kombinert bruk av biokull og et tradisjonelt gjødsel (kunstgjødsel, kompost, husdyrgjødsel etc.).

For Solør-Odal kan hurtig pyrolyse være en egnet konverteringsmetode. Hurtig pyrolyse gir et høyt biooljeutbytte som tillater at opprinnelig energi i biomassen kan lagres og senere transporteres for bruk i produksjon av varme. En mulig ulempe er at porestrukturen i produsert biokull kan ha et stort innhold av bioolje. Det er mulig at dette vil kunne redusere den agronomiske effekten av biokull.

Det er utført en bedriftsøkonomisk kostnadsanalyse på ti pyrolyse- og gassifiseringsanlegg. Valgte anlegg er ansett mulige for en installasjon i et demonstrasjonsanlegg sent i 2012, tidlig 2013. Det er vurdert mobile og stasjonære anlegg med halm og flis som råstoff. Alle enheter viste en årlig negativ inntekt. Enheter med minst negativ inntekt sto stasjonært med flis som råstoff og bioolje som energiprodukt. CO₂-tiltakskost for anlegget med lavest årlig negativ inntekt var kr 271/tonn CO₂.

Det er vurdert samfunnsøkonomiske effekter ved produksjon og bruk av biokull. Den bedriftsøkonomiske kostnadsanalysen verdsetter ikke positive samfunnsøkonomiske effekter og i en begrenset samfunnsøkonomisk vurdering er det sett på tre effekter fra produksjon og bruk av biokull: karbonfangst, reduserte lystgassutslipp og redusert avrenning. Til disse tre forhold er det beregnet en samfunnsøkonomisk verdi som legges til den bedriftsøkonomiske verdi. Det er så regnet ut en samfunnsøkonomisk CO₂-tiltakskostnad.

INNHOOLD

1. SEARCH FOR FEEDSTOCKS AND PARTICULARLY USEFUL AREAS FOR USE OF BIOCHAR IN GRAIN AND POTATO IN SOLØR-ODAL	1
1.1 INTRODUCTION	2
1.2 AMOUNT OF BIOCHAR PER HECTARE AS RECOMMENDED FOR DIFFERENT PURPOSES	3
1.3 QUANTIFYING EFFECTS (YIELD AND QUALITY).....	11
1.4 ASSESSING ADVANTAGES AND DISADVANTAGES BY APPLYING BIOCHAR AS A SOIL AMENDMENT	23
1.5 BIOCHAR AND SOIL EROSION	35
1.6 ASSESSING ADVANTAGES AND DISADVANTAGES BY APPLYING BIOCHAR TO PREVENT NITRATE LEACHING	40
1.7 CONCLUSIONS.....	47
1.8 LITERATURE.....	49
1.9 REGIONALE VURDERINGER FOR SOLØR-ODAL	55
2. CHARACTERISTICS OF BIOCHAR	67
2.1 INTRODUCTION	68
2.2 OPTIMAL CHEMICAL COMPOSITION OF BIOCHAR TO BE USED ON SILTY AND SANDY SOILS EQUIVALENT TO SOLØR-ODAL	68
2.3 METHODS OF SPREADING AND MIXING BIOCHAR INTO SOIL	72
2.4 ASSESSING ADVANTAGES AND DISADVANTAGES WHEN MIXING NH ₃ AND OTHER N COMPOUNDS INTO BIOCHAR.....	76
2.5 ASSESSING ADVANTAGES AND DISADVANTAGES MIXING ORGANIC FERTILISERS INTO BIOCHAR: DIFFERENT TYPES OF COMPOST, BIO RESIDUES, FYM (FARM YARD MANURE)	82
2.6 ASSESSING TEST METHODS FOR QUALITY OF BIOCHAR.....	87
2.7 LITERATURE.....	92
2.8 REGIONALE VURDERINGAR FOR SOLØR-ODAL.....	98
2.9 TILGANG TIL KOMPOSTMATERIALE.....	100
3. ØKONOMISKE FORHOLD VED BIODIVULPRODUKSJON	102
3.1 INTRODUKSJON.....	103
3.2 RAPPORT	103
3.3 VALG AV SYSTEM	106
3.4 SYSTEMAVGRENSNING	109
3.5 BESKRIVELSE AV VERDIKJEDE.....	111
3.6 VALG AV ANLEGG	118
3.7 BARRIERER FOR ETABLERING AV VERDIKJEDE MED BRUK AV HALM SOM RÅSTOFF	119
3.8 FORUTSETNINGER FRA TIDLIGERE ARBEIDE, LITTERATUR	120
3.9 DRIFTSINTEKTER	123
3.10 DRIFTSKOSTNADER	126
3.11 HÅNTERING	134
3.12 ETTERSØRSEL AV PRODUKTER FRA ET ANLEGG	137
3.13 BESKRIVELSE AV ANLEGG	139
3.14 BESKRIVELSE AV FORUTSETNINGER FOR BEREGNINGER.....	142
3.15 DRIFTSMODELL STASJONÆRE ANLEGG	145
3.16 MODELL FOR ØKONOMISKE BEREGNINGER.....	147
3.17 FORUTSETNINGER FOR BEREGNING AV LØNNSOMHET.....	148

3.18	BESKRIVELSE AV RESULTATER FRA BEREGNINGER	158
3.19	RISIKO	165
3.20	DEMONSTRASJONSFORSØK.....	167
3.21	RAMMEVERK FOR ET DEMONSTRASJONSPROSJEKT	168
3.22	FOU BEHOV	170
3.23	VEIKART FOR ET DEMONSTRASJONSPROSJEKT	170
3.24	KONKLUSJONER	172
3.25	VEDLEGG 1: SAMMENLIGNINGER.....	173
3.26	VEDLEGG 2: OVERSIKT DRIFTSTIMER	182
3.27	LITTERATUR.....	187
4.	BIOKULL – EN SAMFUNNSØKONOMISK BETENKNING TIL ET PILOTANLEGG I NORGE	192
4.1	INNLEDNING	192
4.2	EN ØKONOMISK VURDERING AV BRUK AV PYROLYSEOVNER PÅ ELLER I TILKNYTNING TIL LANDBRUKSFORETAK.	195
4.3	REFERANSER:	204

1. SEARCH FOR FEEDSTOCKS AND PARTICULARLY USEFUL AREAS FOR USE OF BIOCHAR IN GRAIN AND POTATO IN SOLØR-ODAL

Karl-Jan Erstad, Nikolai Y. Konovalov & Anne Erstad-van der Vlugt

Abstract

Biochar has rapidly gained interest for its potential to improve soil properties and water quality, increase soil fertility, raise agricultural productivity, provide carbon sequestration in soil and reduce contamination. Among the positive impacts of amending biochar to agricultural soils, two key properties can be emphasised: a high affinity to nutrients and water, reducing onsite nutrient loss and offsite pollution from nutrient leaching, and a long residence time.

A positive or negative outcome of biochar applied as a soil amendment will depend on several factors. Among them are the raw materials from which biochar was produced and on conditions during production, especially the pyrolysis temperature-levels. Other factors are: size of biochar particles and biochar adsorption capacity. Test-results show a dependence on initial fertility of given soil and on its initial physical, chemical, biological and mineralogical properties. Results differ significantly between tests when biochar is used alone and when biochar is used in combination with nitrogen fertilisers. In fertile soils, especially those that already have high organic matter content, an effect of biochar application develops slowly and often does not demonstrate any crop yield improvements in the first year. Otherwise biochar performs best in soils that are inefficient in retaining nutrients. Carbon recovery is well correlated with the initial application of biochar carbon among the various soil types. Biochar applied to cold climate soils, as compared to temperate soils, has shown to need a longer time horizon before effects become apparent.

One of the reasons to apply biochar is the goal to increase yield. There is a possibility that the application of biochar alone, in the absence of nitrogen fertiliser, will have no effect or even decrease the biomass yield as compared to the control. The simultaneous addition of nitrogen fertiliser and biochar will in most cases significantly increase the biomass yield. This trend is more evident with increasing biochar doses. However, a yield can be reduced at least in the short-term by exceedingly high doses of biochar. At last, it should be mentioned that an increase in total dry biomass is not obligatory followed by a yield increase in commercially valuable plant material.

Besides the direct impact on soil fertility of adding carbon to soil, biochar also effects indirectly. This is through microorganisms and fungi, which stimulates root colonisation and through invertebrates such as earthworms, which increase soil density. Addition of biochar to agricultural soils substantially reduces nutrient leaching, and can be an effective management option for reduced nutrient leaching from high output or intensive farming. Biochar applications may reduce soil erosion but if biochar is not incorporated into soil, biochar may be prone to erosion. Developing a farming technology for biochar application must take into consideration losses of biochar during biochar handling, shipping, storage, spreading to soil and incorporation. Losses, as high as 30%–53%, have been recorded in tests and occurs as wind-blown dust, followed by water erosion.

In Solør-Odal two types of feedstocks are readily available in large volumes: straw from grain production and wood cutting residuals from forest, roadside and arable land edges.

Cost of feedstock were estimated. It appears more economically favourable to produce square straw bales than round bales. The use of wood residuals as feedstock in a pyrolysis unit, will compete with delivery of wood-chips to Sweden for use in district heating plants.

It appears agronomically beneficial and economically competitive to supply each arable field with 5 tons/ha every 10 years, and calculations were forwarded showing possible advances in soil and plant culture and economic profits.

1.1 INTRODUCTION

Biochar is a complex substance with many possible variations in composition, structure and quality (Redefining Conservation 2010). Several authors pointed out that biochar is being promoted for its potential to improve soil properties and water quality, increase soil fertility, raise agricultural productivity, provide carbon sequestration in soil and reduce contamination (Collins et al. 2009, Kwapinski et al. 2010, Lehmann 2007a, 2007b). Among the positive impacts of biochar application on agricultural soils two key properties can be emphasised: a high affinity to nutrients and water, reducing onsite nutrient loss and offsite pollution from nutrient leaching, and a long residence time. Unlike soil amendments such as compost/manure biochar has a half-life of up to several centuries and even thousands years (Lehmann et al. 2006).

Biochar is charcoal created by pyrolysis of biomass. The term 'biochar' is a relatively recent development, emerging in conjunction with soil management and carbon sequestration issues (Lehmann et al. 2006). Another definition references 'biochar' simply as 'charcoal for application to soils' (Jeffery et al. 2010). The 'biochar' is the appropriate term where charred organic matter is applied to soil in a deliberate manner, with the intent to improve soil properties or increase productivity.

Over recent years, unequivocal proof has become available showing that biochar is not only more stable than any other amendment to soil and that it increases nutrient availability beyond a fertiliser effect, but that these basic properties of stability and capacity to hold nutrients are fundamentally more effective than those of other organic matter in soil (Lehmann & Joseph 2009). This means that biochar is not merely another type of compost or manure that improves soil properties, but is much more efficient at enhancing soil quality than any other organic soil amendment.

Gathorne-Hardy et al. (2009) outlined that soil organic carbon (SOC) was vital for sustainable yields, retaining water and nutrients. It provides a habitat for soil biota and improves soil structure (Lorenz 2007). SOC is also a major carbon store, containing over twice the total carbon present in the atmosphere. Farming practices have already led to a marked reduction in SOC, and with increased temperatures expected with climate change, SOC, is likely to fall further (Raich et al. 2003). Loss of SOC reduces soil fertility and further exacerbates climate change. Biochar, the use of charcoal as a soil amendment, has been proposed to increase both SOC levels and soil fertility.

Tropical savannahs of Africa and Latin America are dominated by very acid and infertile soils, which limit the productivity of most crops and forages (Rondon et al. 2006). Lime and fertilisers could overcome these constraints, which also are combined with substantial losses of nutrients due to lacking buffer capacity. However, these are frequently too expensive for farmers, and therefore have limited adoption. There is a growing interest to replicate the conditions of Dark Earths in other tropical environments where low fertility soils are predominant.

Adding biochar to soil provides two basic benefits, according to Redefining Conservation (2010). The first arises from the fact that most of the carbon in biochar resists decomposition by microbes in the soil. In essence, the concept is one of delaying the carbon cycle. Biological material that has been created by fixing

atmospheric carbon through photosynthesis ordinarily delivers its carbon back into the atmosphere when the organic material decomposes. By delaying this decomposition, biochar effectively sequesters the carbon in soil. The second benefit has to do with soil health. Studies have shown that biochar can enhance nutrient-holding capacity, increase moisture retention and build biological biodiversity – substantially improving the soil's health, fertility and resilience.

It is no wonder that an interest to biochar has been rapidly growing in recent years. Biochar has a wide range of possible applications. This chapter is devoted to assessing advantages and disadvantages of applying biochar in agriculture.

1.2 AMOUNT OF BIOCHAR PER HECTARE AS RECOMMENDED FOR DIFFERENT PURPOSES

If it is adopted that biochar amendments can improve soil fertility and increase the productivity of plants, then the question about doses (amount of biochar per hectare) and recommendations arises. To give a correct answer several problems should be clarified before and, first of all, the behaviour of biochar in soil after application. Then it may require a lot of experiments on different soils, with different plants, under different cultivating conditions.

It is known that the organic matter content in soil is a very important characteristic of soil fertility. Biochar is able to introduce additional carbon and active sites in soil, and therefore it is expected that biochar can improve soil quality. And on the other hand, soils are considered to be ideal sinks for biochar. In this connection it is interesting to understand how biochar amendments interact with original soil organic matter and its different parts. In particular, it is important to know the rate of biochar decomposition in soil and the availability of its carbon fraction to plants.

The stability of biochar is of fundamental importance because it determines how long biochar can provide benefits to soil and water quality (Lehmann et al. 2009). It was found that components of the carbon in biochar are highly recalcitrant in soils, with reported mean residence time (MRT) for wood biochar non-hydrolysable fraction being in the range of 100s to 1 000s of years, i.e. approximately 10–1 000 times longer than residence times of most soil organic matter (SOM) (Collins et al. 2009, Jeffery et al. 2010, Lehmann et al. 2009). It is important to note, however, that there is a paucity of data concerning biochar produced from feedstocks other than wood.

Concerning the carbon balance in soil a quantitative description of biochar decomposition can help to obtain additional information about the amount of available biochar at depositions (Hammes et al. 2008, Lehmann et al. 2009, Gryze et al. 2010). But since the period for which information is sought in most cases exceeds the availability of archived samples or historical records, very few opportunities may ever exist to conduct a straightforward mass balance (Hammes et al. 2008).

Mineralisation of soil organic carbon (SOC) to CO₂ is commonly modeled by assuming an exponential decay, with the resultant dynamics expressed as decay rate, mean residence time, half-life or turnover time, which can also be applied to biochar (Lehmann et al. 2009, Gryze et al. 2010). For computing the turnover time, information about the stock of biochar is required.

Such equations can be solved mathematically to estimate the dynamics of biochar decomposition. Lehmann et al. (2009) presented the results obtained by means of a conceptual model of carbon remaining from biomass in framework of an exponential decay model (figure 1)

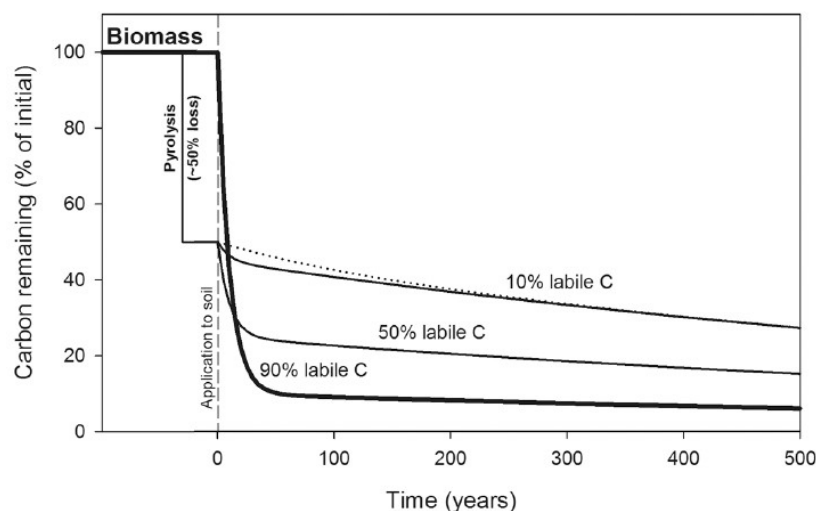


Figure 1. Conceptual model of carbon remaining from biomass using a decay model with MRT of 10 years for the labile carbon pool and 1000 years for the stable carbon pool, but different proportions of labile carbon.

Despite the partial biological decomposition of biochar upon incorporation into the soil, the long-term stability of biochars that were pyrolysed under the right circumstances appears to be at least one order of magnitude greater than that of non-pyrolysed organic matter that was incorporated into soils under the same environmental conditions (Baldock & Smernik 2002, Cheng et al. 2008, Lehmann et al. 2009, Liang et al. 2008). The stable fraction of biochar has an approximate mean residence time (MRT) of greater than 1 000 years.

Heterogeneous composite materials such as biochar and other natural organic matter are typically composed of a mixture of individual compounds or groups of compounds, so called 'fractions', each with different rates of decay. To describe the overall decay process it may be necessary deriving multiple-variable differential equations using distinct (although usually conceptual) 'pools' for every fraction. Taking into account that more recalcitrant fractions seem to predominate in biochar, simplification may be possible when considering long timescales (Lehmann et al. 2009).

According to Gryze et al. (2010), a two-component kinetic model can completely describe the biochar decomposition if the following factors are known:

- Decomposition rate of the labile fraction of biochar
- Decomposition rate of the resistant fraction of biochar
- Fraction of labile versus resistant matter in biochar

Each of these factors must be known if one wants to predict how much biochar will remain for any time after incorporation.

Figure 2 points to the fact that long-term data from de facto measurements demonstrate a high stability of biochar in soil (Lehmann et al. 2009). The model assumes that the biochar is a mixture of labile and stable carbon constituents. The MRT₂ in the figure 1 is the MRT of the stable pool of the modeled decay.

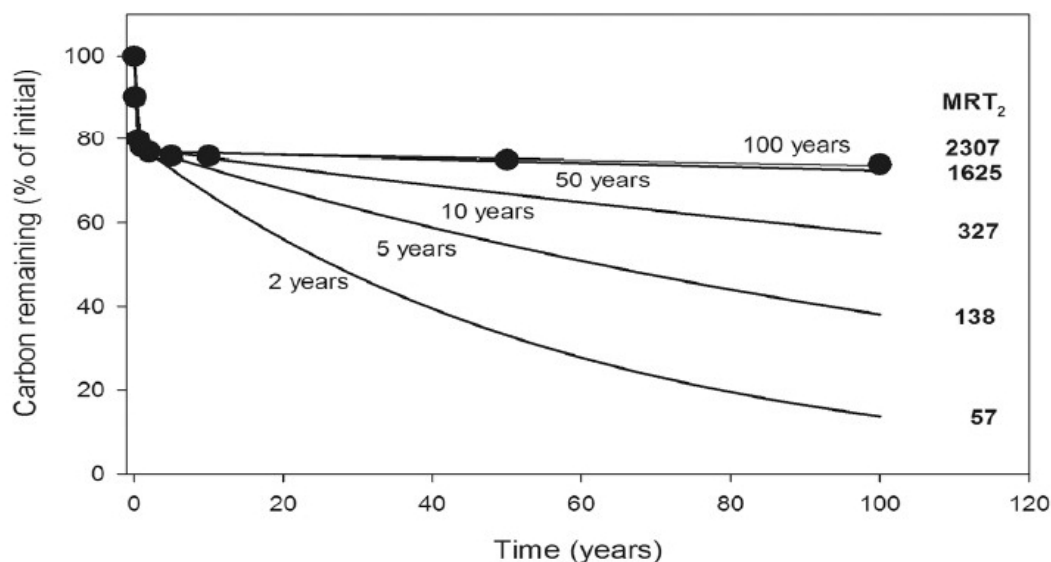


Figure 2. Theoretical model (continuous lines) fitted to experimental data (closed circles) of biochar decay after 0,1, 0,5, 2, 5, 10, 50 or 100 years.

Collins et al. (2009) studied the mineralisation of six types of biochar originated from pine chips, softwood bark, grass seed straw, peanut hulls and anaerobic digested manure fiber. Biochars were produced with a pyrolysis unit developed by Washington State University. The sixth biochar – activated charcoal – was included as a standard to analyse and compare other biochars. They were evaluated each for their influence on the soil properties: pH, buffering capacity, cation exchange capacity, water retention curves, soil nutrient availability (N, P, K, S, micronutrients) soil biological activity, and C sequestration potentials of five soil types. A herbaceous feedstock such as switch grass and anaerobic digested manure had C contents of 60 and 67% respectively, as well as significantly higher N contents than the biochars from other sources. It was found that the mineralisation among biochars was significantly different only in the initial days of the incubation and could be partly explained by the presence of the hydrolysable C in the biochars (Collins et al. 2009).

Carbon sequestration potentials of each biochar and soil application rate were determined by conducting long-term laboratory incubations. The increase in CO₂ evolved was 1-10 mg CO₂-C g⁻¹ soil. The herbaceous materials (switch grass and digested fiber) contained 5-6% hydrolysable C and < 0,2% N which may help explain the initial flush of CO₂ for these materials during the initial stages of mineralisation (Collins et al. 2009). N-mineralisation among soil types showed a decrease in nitrate production with increasing rates of biochar addition among some soil types. The decrease was not significant from the no-char treatment.

Shrestha et al. (2010) considered the sequestration potential of biochar, and assuming that 2,1% of the annual carbon photosynthesised and incorporated into

plants (NPP) would be globally available for production of biochar with 40% carbonisation efficiency, the International Biochar Initiative estimated that 0,5 billion metric tons of atmospheric carbon could be sequestered annually (figure 3).

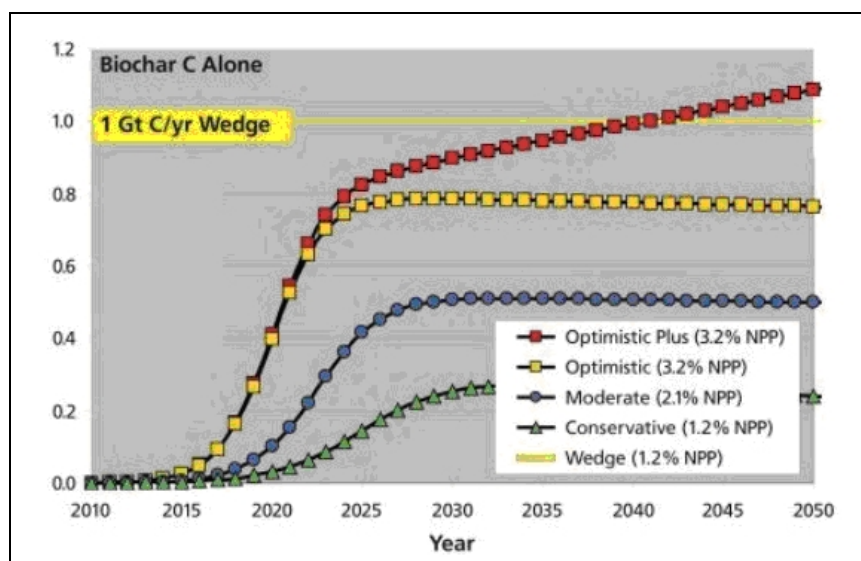


Figure 3. Four scenarios for potential carbon offset from biochar between years 2010 and 2050 (Shrestha et al. 2010).

Haefele (2007) assessed biochar needs to establish Terra Preta soil. Agronomic trials have achieved good results with biochar applications equivalent to 8 tons of carbon per hectare. The top 30 cm of Terra Preta contains more than three times as much carbon from biochar – an average 25 tons per hectare. Assuming a biomass carbon concentration of 36% (typical for rice straw) and carbon loss during charring of 50%, to obtain even the 8-ton level, 44 tons of dry biomass (plant matter) per hectare would need to be converted into biochar. To reach the 25-ton Terra Preta level, 138 tons of dry biomass is required.

Concluding the consideration of biochar decomposition it should be said that a more comprehensive approach has to be explored that predicts long-term decay based on easily obtainable characteristics which can be assessed by rapid test methods.

The understanding of mechanisms of biochar decomposition and biochar's possible role in improving soil properties as a soil amendment lead us towards assessing an amount of biochar in which it can be recommended to apply.

Rondon et al. (2006) presented some results from a long-term field experiment established in 2002 on an acid savannah soil in the Eastern Colombian Plains in which three levels of biochar were applied to the plots: zero (control), 8 tons ha⁻¹ and 20 tons ha⁻¹ under maize and grasses. The biochar was produced locally from wood of mango trees using traditional methods of pyrolysis. The biochar was ground to less than 2 mm, broadcasted on the soil surface and then incorporated by disking to 5 cm depth. It was found that additions of even low doses of biochar to soils resulted in a net cumulative increase in total biomass of maize, improved pasture and native savannah vegetation.

Hossain et al. (2010) carried out pot experiments in a temperature controlled environment and with four different treatments consisting of control soil, soil with biochar; soil with biochar and fertiliser, and soil with fertiliser only. The soil used

was *Chromosol* and the application of wastewater sludge biochar was 10 tons ha⁻¹. The results showed that the application of biochar improved the production of cherry tomatoes and some specific soil properties. Only one amount of biochar per hectare was considered in that experiment, and there were no suggestions how a change of dose could impact the results.

Wisnubroto et al. (2010) applied biochars produced from biosolids (BS) and from a mixture of biosolids and green waste (BG) (50:50 mass basis) in doses 0, 1,5, 5,0 and 10,0 tons ha⁻¹ for treatments without nitrogen fertilisers and 0, 1,5, 5,0 and 20,0 tons ha⁻¹ for treatments with nitrogen fertilisers on sandy soils in New Zealand. The biochar was mixed into the top 12 cm of the soil (total depth was 27 cm). The results have proved that the addition of ash-rich biochar to these soils would potentially improve physical properties, nutrient supply and retention.

Poitras & Straubing (2009) performed field experiments at a small Morgan Bay farm in Maine, Northeastern USA to learn more about the effects of "biochar" on the growth of different crops, and on soil fertility, in more temperate climates. The scheme of experiments included two amounts of biochar applied – 0,5 lbs ft⁻² and 1,5 lbs ft⁻² (corresponding to 25,2 and 75,6 tons ha⁻¹) and two different types of crop (maize and soybean). Characteristics of the three biochars utilised are detailed in Table 1.

Table 1. Characteristics of three biochars utilised in the field experiment downstream Maine, USA (Poitras & Straubing 2009).

	Biochar # 1 Bruce's char	Biochar # 2 George's char	Biochar # 3 Chip Energy char
Characteristics	Low (400°C) temperature, multipurpose, backyard energy & char production process	Moderate (500°C) temperature, double barrel, backyard production process	High temperature, by-product of industrial energy production project
Feedstock	70 – 80% hardwood shavings & sawdust	Hardwood pellets charred & chipped	Commercial hardwood pellets
Adsorption capacity	1,50%	1,30%	2,18%

The test plot soil was a poorly drained clay-loam with high organic matter that had previously grown corn and other mixed vegetables. Test plots with the highest amount of char added, produced the highest average mass of soybeans. Soil changes were most affected by initial fertilisation (fishmeal, bone meal, azomite) less so by the biochar, and as presented in figure 4, chars pyrolysed at the higher temperatures had the strongest effect on elevated soil pH and CEC, and hence reduced acidity. This reflected the higher ash content at higher temperatures.

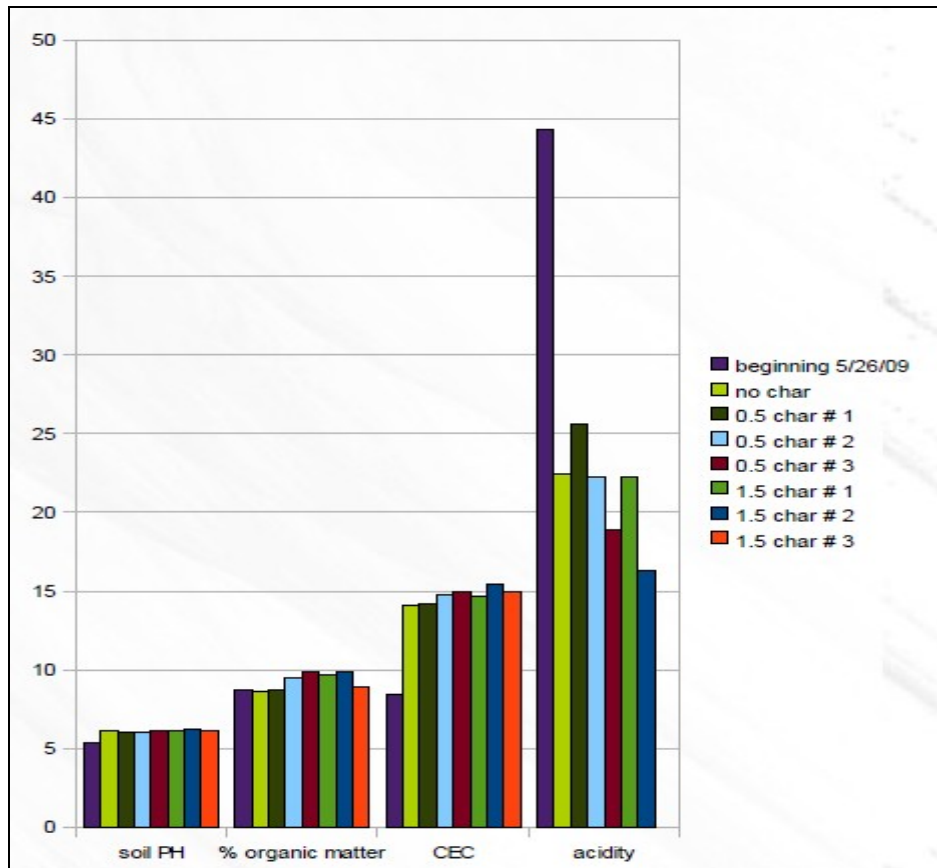


Figure 4. Selected soil characteristics, biochar field experiment downstream Maine (Poitras & Straubing 2009).

Soil tests were taken before planting and at the end of the growing season. A year's experience highlighted potential impact of the manufacture and composition of biochar and raised questions about the interaction of soil type (region) and biochar, along with the timing of its impact, as well as the differential impact on different crops, and plants.

Main results were as follows (Poitras & Straubing, 2009)

- Biochar applied to cold climate soils required longer time to work.
- Biochar performed best in soils that were inefficient in retaining nutrients.
- Size of biochar particles, and how it was produced, affected performance when first applied.
- Water adsorption capacity of biochar was an important factor in determining how biochar would perform.

A commercial scale biochar field trial was established on a farm in Québec, Canada in May 2008 (Husk & Major 2009). This trial was carried out at Ferme Richard Rouleau s.e.n.c. (N45.32.598, W72.02.237), located in Saint-François-Xavier-de-Brompton, Québec, Canada, in the watershed of the St-François River. A very fine, commercially available biochar from fast pyrolysis of wood waste was applied. The target application rate was 3,9 tons ha⁻¹. Biochar was applied on a clay loam soil in a single, 1000 m² swath and compared to an adjacent, unamended control swath, thus this was not a standard replicated experiment. Soybean was grown in 2008 and mixed forage species in 2009.

Husk and Major (2009) found that biochar, in general, considerably improved surface soil infiltration (figure 5). Soil moisture however, measured over both years did not show any clear trends (figure 6).

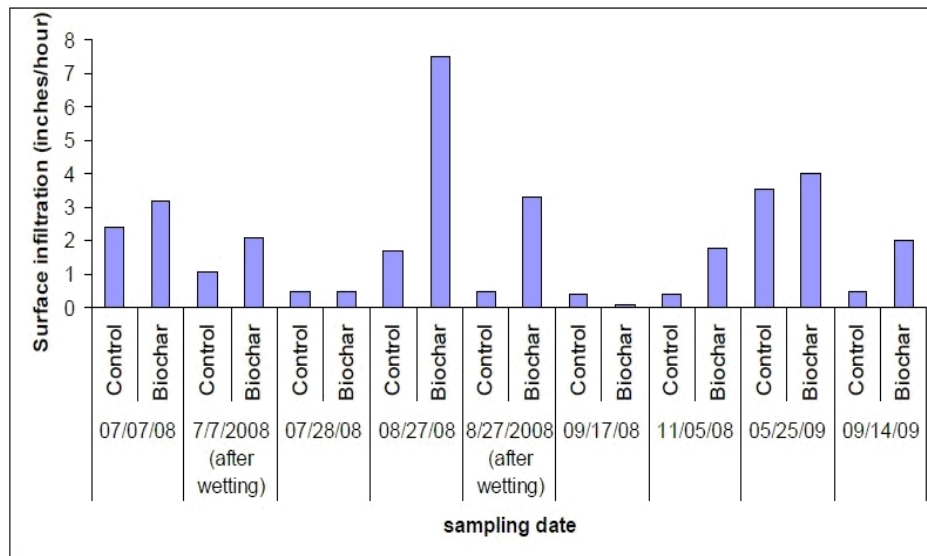


Figure 5. Soil surface infiltration rate measured over two years with different crops. Single measurements were made inside each plot at each sampling date. On two occasions the infiltration trial was repeated because the soil was very dry initially. The second trial in those cases gave a better estimate of infiltration rate (Husk & Major 2009).

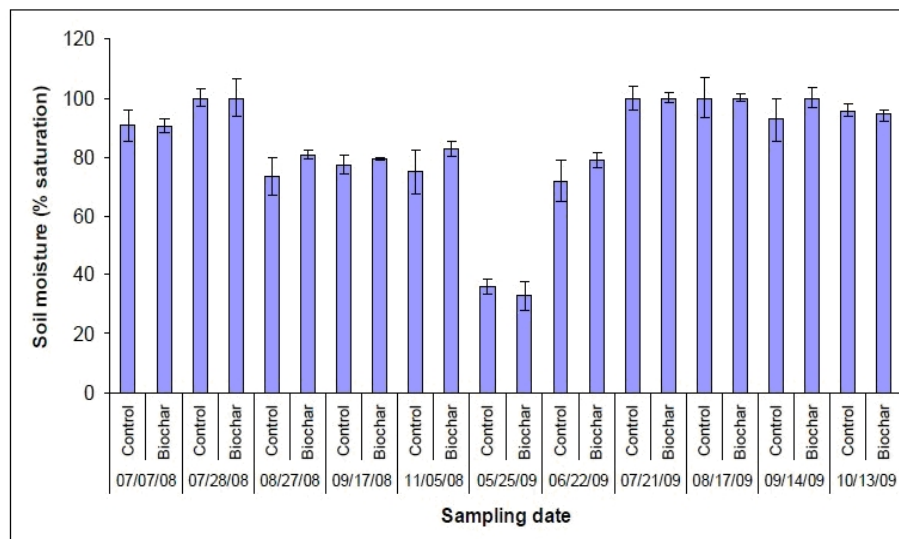


Figure 6. Soil moisture (relative to saturation) measured over two years with different crops. Error bars represent the standard error on means of 10 fields measurements made inside one plot of each treatment (Husk & Major 2009).

It should be mentioned that losses of biochar during biochar handling, shipping, storage, application and incorporation was at approximately 30% in this experiment, and occurred as wind-blown dust (Husk & Major 2009). Major et al. (2010) also inferred losses of biochar of up to 53% after spreading to soil of a coarser material

than that applied here. They attributed this loss to the lateral transport of biochar which remained on the soil surface after application, during intense rain events which resulted in the accumulation of free water on the soil surface, leading to flotation and erosion. These results indicated the need to develop best management practices to reduce losses while working with biochar. In this case, moistening the material would likely have reduced dustiness. Application with a lime spreader required changes to the usual calibration of the equipment, but resulted in adequate, uniform spreading, as visually observed. It was unclear whether uniformity of application would have been reduced if the material had been wetted to reduce wind losses.

Very few data are available on the performance of biochar applied to temperate field soils. Laird et al. (2009) applied 4,4 and 8,2 tons acre⁻¹ (9,8 and 18,4 tons ha⁻¹, respectively) of biochar to a fertile central Iowa soil. No differences were observed between the two biochar application rates in relation to maize yield on this site which soil was buffered and fertile.

Gaskin et al. (2010) stated that the typical soils of the south-eastern United States had inherently low soil organic carbon and fertility. These soils might benefit from the addition of biochar. The objectives of study were to evaluate the effect of peanut hull and pine chip biochars on soil nutrients and maize (*Zea mays* L.) production in a typical sandy soil of the south-eastern United States for two growing seasons. Two experiments were conducted, one for each biochar source. Biochar was applied at approximately 0, 10, and 20 tons acre⁻¹ (0, 24,7 and 49,4 tons ha⁻¹ correspondingly) and nitrogen fertiliser was applied at approximately 0 and 220 lbs acre⁻¹ (0 and 246 kg ha⁻¹). Nitrogen in the peanut hull biochar (200 lbs acre⁻¹ at 10 tons acre⁻¹ [224 kg ha⁻¹ at 24,7 tons ha⁻¹] of peanut hulls) was not available to the plants. The peanut hull biochar increased contents of potassium, calcium, and magnesium in the soil. The increase in available potassium was reflected in an increase in potassium in the maize plants in 2006 but not in 2007. Pine chip biochar increased soil acidity by the end of the study but had no effect on potassium or magnesium in the soil and little effect on nutrients in the maize tissue. Maize grain yields were depressed by the greatest rate of biochar in 2006 but this did not persist in 2007. Overall responses to biochar, either positive or negative, were smaller than expected based on previous works. However Renner (2007) announced a new series of testing experiments to assess an effect of biochar application in the Iowa maize belt (USA) with 12,7 metric tons ha⁻¹ of biochar and three strips of maize field.

Steiner et al. (2007) reported increasing yields with raising biochar applications of up to 140 tons of carbon ha⁻¹ on highly weathered soils in the humid tropics, for most of their tests. Still, at this rate the maximum yield had not yet been reached. This was not true for all crops however – Rondon et al. (2004) found that biomass growth of beans (*Phaseolus vulgaris* L.) rose with biochar applications up to 60 tons of carbon ha⁻¹ but fell to the same value as for control plots when biochar application was increased to 90 tons of carbon ha⁻¹ although yield of beans still increased. Lehmann (2007a) concluded that "crops responded positively to bio-char additions up to 50 tons of carbon ha⁻¹ and may show growth reductions only at very high applications." Investigating six types of biochar Collins et al. (2009) reported that a reduction was observed in growth at the amendment rate of 39 tons ha⁻¹ that well correlated with the above mentioned fact of depressing ability of high biochar doses.

Yeboah et al. (2009) experimented with a biochar dose of 3 tons ha⁻¹ on sandy loam and silt loam soils applying this dose alone or combining it with mineral and organic fertilisers (see also Section 2.1.3). The results showed that N recovery can be

improved by biochar application to sandy loam soil but not silt loam soil suggesting soil textural effect in the effectiveness of biochar application for soil productivity.

Chan et al. (2007) outlined that previous studies showed a huge range of biochar application rates (0,5 – 135 tons ha⁻¹ of biochar) and undertook the experiments to investigate an impact of biochar applied in different doses (0, 10, 50 and 100 tons ha⁻¹). There was a significant interaction between biochar application rates and nitrogen fertiliser addition (see also Section 2.3). The magnitude of yield response increased with the application rate of biochar (Chan et al. 2007).

Masulili (2010) carried out experiments to study the characteristics of biochar made from rice husk and its potential as a soil amendment in acid soils in Indonesia (see also Sections 2.3, 2.4). It was found that application of rice husk ash in a dose of 10 tons ha⁻¹ not only had a positive effect on rice yield and soil properties but biochar was preferable to other organic soil amendments, too.

It was aimed by Gathorne-Hardy et al. (2009) to investigate the impacts of different rates of biochar on cereal growth within temperate agriculture, and specifically the interaction of biochar and nitrogen fertiliser. In 2008 a semi-randomised block design was established using spring barley on light soils with five levels of biochar (0, 5, 10, 20 and 50 tons ha⁻¹) and 5 levels of N (ammonium nitrate) fertiliser (0, 25, 50, 70 and 100 kg N ha⁻¹). Each biochar level was tested against each N level, giving 25 treatments. Each treatment was repeated 5 times. Other nutrients were supersaturated on all plots. Addition of 50 tons ha⁻¹ of biochar increased the total yield by approximately 30% when high levels of N were used (see Section 2.4 for details).

1.3 QUANTIFYING EFFECTS (YIELD AND QUALITY)

If the application of different doses of biochar aimed to improve soil has been considered the next logical step is to quantify the benefits gained in yield and quality, the latter concerns both quality of soil and quality of plant production. It should be mentioned that experiments dealing with biochar rarely study only one aspect of the problem but mainly investigate the problem as a whole including such factors as doses of biochar, other soil amendments, soil properties, responses of plants resulted in yield and quality, advantages and disadvantages of biochar use. In that content the material reviewed in this Section will inevitably correlate to the data in previous and next sections and will be marked with proper cross-references.

In the experiment mentioned in Section 2.1.2 Rondon et al. (2006) assessed the effects of different doses of biochar on plant yields. Plots were established by burning native vegetation. Lime was applied (2 000 and 500 kg ha⁻¹ for the crop and pasture plots respectively). One month later, three levels of biochar were applied to the plots: zero (control), 8 tons ha⁻¹ and 20 tons ha⁻¹. Four months later, at the beginning of the rainy season, maize (Cultivar H-108) was sown as well as *Brachiaria dictyoneura* (var *Llanero*). Native savannah was allowed to re-grow on some of the plots. Individual experimental plots were 20 m², and each treatment had three replicates within a randomised complete block design. Periodically, the grass and the native vegetation (mostly native grasses) were cut to a height of 10 cm simulating grazing and the biomass produced in each interval was registered. Maize was harvested at full grain maturity.

Yields of maize were similar in all treatments during the first year but significantly increased by biochar in the two subsequent years (Rondon et al. 2006). In the third year, yields increased from 5,7 tons ha⁻¹ (control treatment) to 6,6 and 7,3 tons ha⁻¹ for the low and high dose of biochar. Forage production from *B. dictyoneura* increased by 26% and 55% in the second year relatively to the control in the low and high biochar plots respectively. Total biomass production on the native vegetation trials was slightly increased from 5,7 tons ha⁻¹ (control) to 6,14 tons ha⁻¹ in the high biochar dose, but was similar to the control at the low biochar dose. The reason for the increase in plant productivity can be attributed to increases in soil pH, CEC, potassium availability, and possibly higher water retention in the soil.

In order to investigate and quantify effects of wastewater sludge biochar on soil quality, growth, yield and bioavailability of metals in cherry tomatoes, Hossain et al. (2010) carried out pot experiments in a temperature controlled environment and with four different treatments (see Section 2.1.2). The results showed that the application of biochar improved the production of cherry tomatoes by 64% as compared with the control soil conditions. The ability of biochar to increase the yield was attributed to the combined effect of increased nutrient availability (P and N) and improved soil chemical conditions upon amendment. The yield of cherry tomato production was found to be at its maximum when biochar was applied in combination with the fertiliser. Application of biochar was also found to increase the soil electrical conductivity significantly as well as phosphorus and nitrogen contents. Bioavailability of metals present in the biochar was found to be below the Australian maximum permitted concentrations for food.

Research presented by American Chemical Society (Sustainable Obtainable Solutions 2009) suggested that biochar plus chemical fertiliser yields increased growth of winter wheat and several vegetables by 25-50% on poor soils compared with chemical fertilisation alone. These experiments by Soil Science Society of America revealed that biochar supplemented with fertiliser outperformed fertiliser alone by 60%.

Returning to the experiments carried out by Poitras & Straubing (2009) (see Section 2.1.2) it should be mentioned that downstream Maine has an unusually hard rock geology yielding poor soils, dominated by extensive low bush blueberry cultivation, and a long tradition of burning (charring) fields. Two crops were grown – soybeans and maize.

The highest average mass of soybeans was harvested in test plots with the highest amount of char added, as shown in figure 7. Char # 1 (see Section 2.1.2) increased maize yields while char # 2 and # 3 of any type or amount negatively affected crop yields, as shown in figure 8.

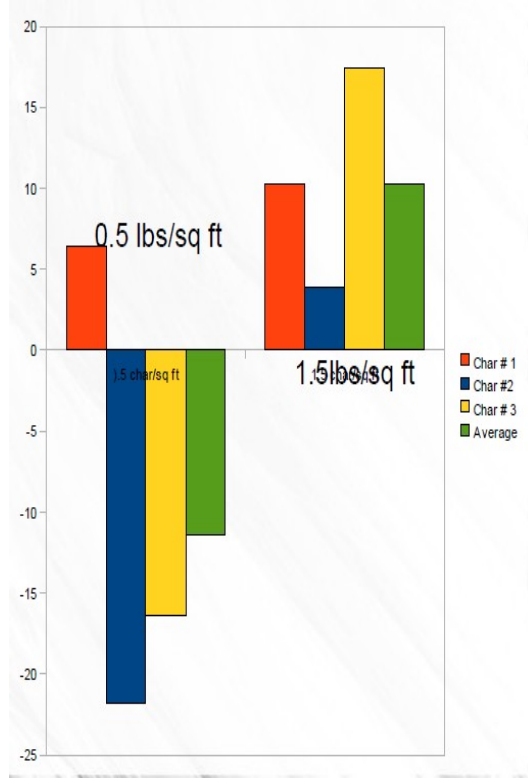


Figure 7. Mass of soybeans harvested – comparison with no char plots: percent difference (Poitras & Straubing 2009).

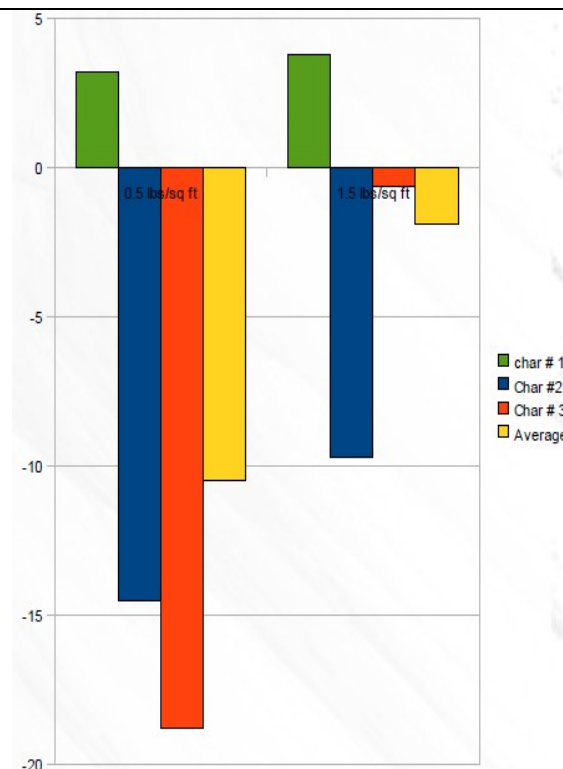


Figure 8. Mass of maize plants harvested – comparison with no char plots: percent difference (Poitras & Straubing 2009).

Poitras & Straubing (2009) concluded that in soils that already had a high organic matter content, biochar would show little if any crop yield improvements in the first year.

In the above mentioned commercial scale biochar field experiments in Québec, Canada (Husk & Major 2009) the yield increase in soybean averaged 19,5% over the control (Table 2), and forage biomass was doubled by biochar application, compared to the control. In soybean, yield improvements arose from greater plant population density, as opposed to greater seed production per plant. Yield differences could not clearly be attributed to chemical soil fertility differences among treatments. Total and available phosphorous contents were very high on this soil which was considered to be P-saturated. Biochar-amended plots had lower total phosphorous contents, and this could not be fully explained by available data. Surface soil infiltration was greater when biochar had been applied, but no differences were found in soil temperature, moisture content, and resistance to penetration. The number of nodules per soybean plant was not affected by the biochar treatment, but root colonisation by ectomycorrhizae in the forage crop was greater when biochar was applied. Earthworm density was generally greater with biochar, and data on fungal and microbial grazers as well as on microbial and fungal biomass seemed to support the hypothesis that biochar can serve as a refuge for soil microbes. Total soil carbon, soil respiration and potential organic matter mineralisation were not measurably different in the biochar-amended plot.

In 2008, soybean yield calculated by the harvester was greater by 19,5% in the biochar-amended plot, as compared to the control (Table 2). Table 3 gives the combined effect of biochar with planting system.

Table 2. Soybean yield increase in the biochar-amended plot (Husk & Major 2009).

Parameter	Unit	Control	Biochar
Harvested surface area	acre	6,08	0,18
Dry weight	lbs	5821	206
Moisture content	%	13,8	13,7
Average dry yield	lbs acre ⁻¹	957,4	1144.4
Yield increase with biochar	lbs	187,0	
Yield increase with biochar	%	20	

Table 3. Percent increase in soybean plant density with biochar application (Husk & Major 2009).

Method	Increase with biochar
100 plants on a single row	25%
50 plants on 2 adjacent rows	68%
One 4 m ² quadrat	11%
Average	35%

In order to estimate yield increases from manually collected data on soya, one could add the percent differences in plant density (+35%) and total seed mass per plant (-18%), and this approach gave an estimated yield increase of 17% with biochar application.

Few researchers have described a change of morphological parameters of cultivated plants under biochar application. Husk & Major (2009) were one of them. Figure 9 shows morphological parameters for oats in 2009, at 3 sampling dates. Treatment differences were more apparent before forage was harvested on 20 August. Before harvest, aboveground plant height, and root and total plant length were greater with biochar application, apparently significantly, with exception of root length on 17 August.

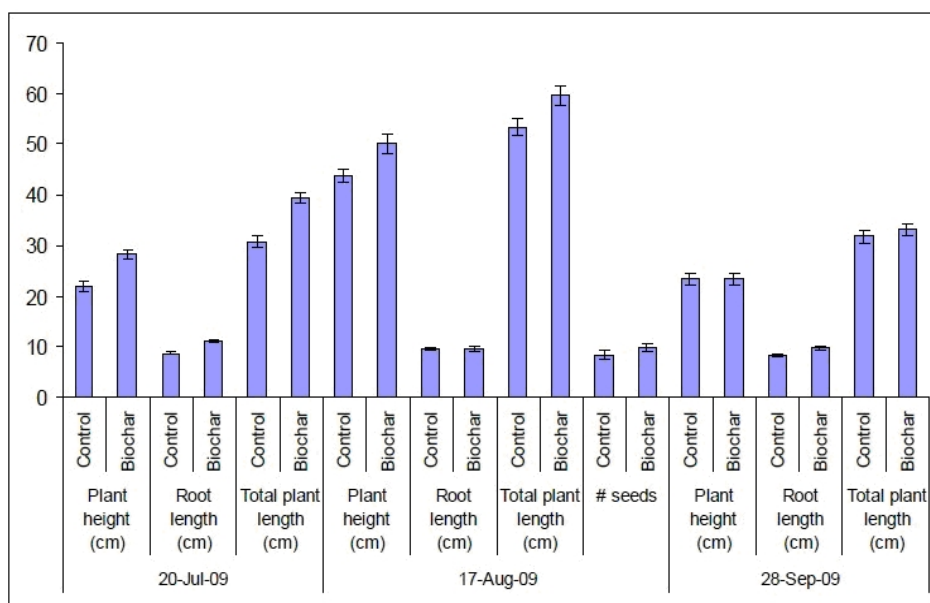


Figure 9. Oat plant morphological parameters measured in 2009. Plants were mechanically harvested on 20 August. Error bars represent the standard error on means of data from 32 plants taken inside one plot of each treatment (Husk & Major 2009).

The number of oat shoots, as well as their fresh mass measured on 1 August 2009 in 1 m² quadrates was more than doubled when biochar was applied (figure 10). The total above-ground fresh biomass of all forage species harvested on 29 September 2009 was also greater where biochar was applied, although the difference did not appear to be significant (figure 11).

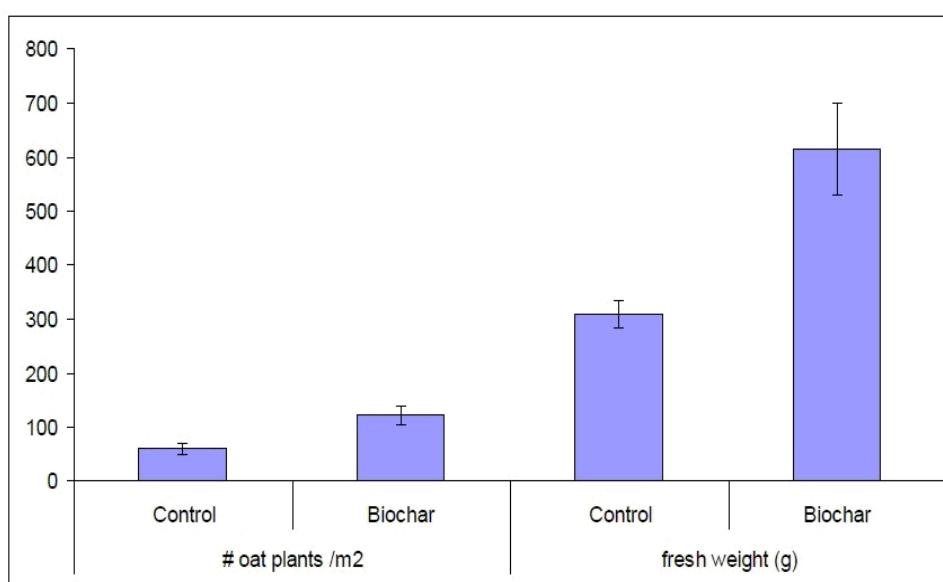


Figure 10. Number of shoots and fresh mass of oat plants in 1 m² quadrates counted on 1 August 1. Error bars represent the standard error on means of data from three quadrates taken inside one plot of each treatment (Husk & Major 2009).

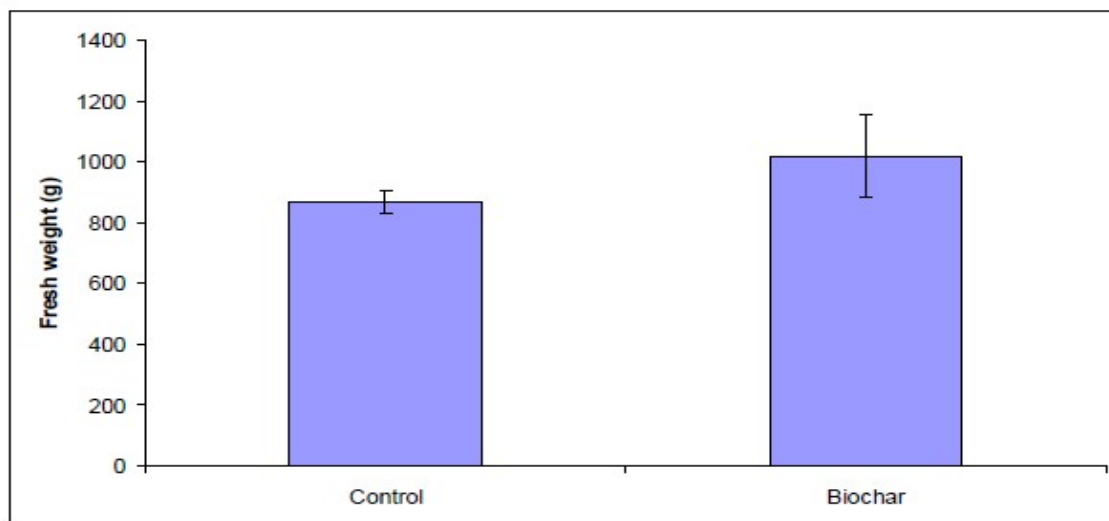


Figure 11. Above-ground fresh mass of all forage species on 29 September 29. Error bars represent the standard error on means of three field measurements made inside one plot of each treatment (Husk & Major 2009).

Applying biochar in 9,8 and 18,4 tons ha⁻¹ respectively, to a fertile temperate field soil in central Iowa (see also Section 2.1.1) Laird et al. (2009) observed a significant increase in maize population density of 15% in the first year after application, and a non-significant increase of 1,5% in the second year. Maize yields were significantly improved by 4% the first year after application, and again biochar application rate did not have an effect. Yields in the control were approximately 11 tons ha⁻¹, which is high, compared to yields in other regions.

In tropical soils, yield increases, stimulated by biochar, tended to be higher, due to the lower fertility of soils. With an application rate of 4 tons ha⁻¹ Asai et al. (2009) found a doubling in rice yield at one of their locations of experiments.

Biochar-based soil management has not being fully exploited in the tropics. In a greenhouse study, two soil types (sandy loam and silt loam soils) and 6 treatments namely: 3 tons ha⁻¹ biochar, 120 kg N ha⁻¹, 120 kg N ha⁻¹ + 3 tons ha⁻¹ biochar, 4 tons ha⁻¹ of carbon as cattle manure, 4 tons ha⁻¹ of carbon as cattle manure + 3 tons ha⁻¹ biochar and control un-amended soil were evaluated for soil productivity by Yeboah et al. (2009). The treatments had three replicates. Maize variety "mamaba" was the test crop. Weekly development in plant height is given in Table 4, showing favourable development for biochar application at Ayuom, but not at Kwadaso. Shoot dry mass ranged from 41 to 45 g pot⁻¹ at the sandy loam soil at Ayuom and 28 to 35 g pot⁻¹ at the silt loam soil at Kwadaso (Table 5). Shoot dry mass was significantly ($P < 0,001$) higher at the sandy loam soil compared with the silt loam soil. Soil pH declined in both soils (Table 6). Biochar resulted in N recovery of 4 and 5% in maize shoot and root respectively on the sandy loam soil but caused less N recovery on the silt loam soil (Table 7).

Table 4. Effect of soil amendments on weekly plant height at Kwadaso and Ayuom (Yeboah et al. 2009).

	Week 1		Week 2		Week 3		Week 4		Week 5		Week 6	
	Site		Site		Site		Site		Site		Site	
Treatment	Kwad- aso	Ayuom	Kwad- aso	Ayuom	Kwad- aso	Ayuom	Kwad- aso	Ayuom	Kwad- aso	Ayuom	Kwad- aso	Ayuom
Control	10,52	22,62	40,25	57,15	58,93	79,78	78,20	99,60	97,40	123,10	107,50	136,80
3 tons ha ⁻¹ Biochar	10,30	22,52	40,53	54,23	58,58	78,92	78,60	91,10	103,5	121,40	117,10	135,30
120 kg N ha ⁻¹	14,97	24,35	41,25	58,70	59,93	81,25	75,40	96,30	94,50	118,00	122,60	136,40
3 tons ha ⁻¹ Biochar + 120 kg N ha ⁻¹	12,10	21,95	34,35	55,75	46,10	82,18	56,60	100,40	76,30	122,50	106,80	139,20
4 tons ha ⁻¹ Manure	20,45	21,93	52,55	57,37	68,46	80,03	88,90	97,10	111,10	119,90	121,80	134,10
4 tons ha ⁻¹ Manure + 3 tons ha ⁻¹	15,25	22,17	46,92	53,50	65,15	78,10	87,50	97,30	112,00	119,80	126,00	133,90
Biochar												
LSD (0,05)	3,44		4,42		6,78		10,24		13,33		8,20	
Site LS (0,05)	1,99		2,55		3,92		5,91		7,70		4,74	
Site x Treat- ment Lsd (0,05)	4,87		6,25		9,59		14,48		18,85		11,60	
CV	8		7,5		8,2		9,8		10.2		5.4	

Table 5. Shoot and root dry weight from the Ayuom and Kwadaso experimental sites at 6 weeks after planting (Yeboah et al. 2009).

	Site			
	Ayuom		Kwadaso	
	Biomass yield (g pot ⁻¹)			
Treatment	Shoot	Root	Shoot	Root
Control	40,69	2,46	31,53	1,63
3 tons ha ⁻¹ Biochar	41,59	3,30	30,17	1,06
120 kg N ha ⁻¹	41,25	2,06	29,94	1,52
120 kg N ha ⁻¹ + 3 tons ha ⁻¹ Biochar	44,98	3,03	28,10	0,77
4 tons C ha ⁻¹ cattle manure	42,25	3,50	33,57	2,01
4 tons C ha ⁻¹ cattle manure + 3 tons ha ⁻¹ Biochar	42,34	3,24	35,32	2,12
Lsd (0,05)	3,53	0,93	3,53	0,93
CV	8,0	35,2	8,0	35,2

Table 6. Influence of soil chemical characteristics after 6 weeks of planting (Yeboah et al. 2009).

a. Ayuom									
Treatment	Soil pH	Orgc. C	%N	Na	K	ECEC	Ex Acidity	TEB	BS
Control	5.49	1.23	0.16	0.09	0.16	4.99	0.12	4.87	97.20
Control + 3 tons ha ⁻¹ Biochar	5.49	1.33	0.18	0.10	0.18	7.41	0.10	7.31	98.63
120 kg N ha ⁻¹	5.22	1.26	0.19	0.09	0.16	6.83	0.18	6.66	97.57
120 kg N ha ⁻¹ + 3 tons ha ⁻¹ Biochar	5.23	1.34	0.18	0.11	0.20	7.76	0.25	7.51	96.78
4 tons ha ⁻¹ Manure	5.53	1.23	0.20	0.08	0.16	6.83	0.09	6.74	98.63
4 tons ha ⁻¹ Manure + 3t ha Biochar	5.54	1.26	0.18	0.09	0.13	6.09	0.25	5.84	92.99
LSD	0.11	0.09	0.04	0.02	0.05	1.81	0.14	0.92	6.39
CV	1.9	6.5	16.5	18.5	30.9	27.9	29.6	31.6	6.0
b. Kwadaso									
Treatment	Soil pH	Orgc. C	%N	Na	K	ECEC	Ex Acidity	TEB	BS
Control	3.95	0.99	0.18	0.09	0.08	2.79	0.65	2.14	76.61
Control + Biochar	3.90	0.98	0.25	0.08	0.13	4.49	0.63	3.86	80.68
120 kg N ha ⁻¹	3.73	0.97	0.23	0.09	0.09	2.88	0.75	2.13	73.81
120 kg N ha ⁻¹ + Biochar	3.63	0.90	0.22	0.07	0.11	7.90	0.78	7.12	90.06
4 tons ha ⁻¹ Manure	3.92	1.01	0.20	0.10	0.13	4.27	0.57	3.70	84.51
4 tons ha ⁻¹ Manure + 3t ha Biochar	4.06	0.09	0.24	0.11	0.12	3.03	0.48	2.54	84.03
LSD	0.11	0.09	0.04	0.02	0.05	1.81	0.14	0.92	6.39
CV	1.9	6.5	16.5	18.5	30.9	27.9	29.6	31.6	6.0

Table 7. Soil nutrient uptakes at Ayuom and Kwadaso at 6 weeks after planting (Yeboah et al. 2009).

Treatment	N uptake (kg ha ⁻¹)				P uptake (kg ha ⁻¹)				K uptake (kg ha ⁻¹)			
	Shoot		Root		Shoot		Root		Shoot		Root	
	Ayuom	Kwa-daso	Ayuom	Kwa-daso	Ayuom	Kwa-daso	Ayuom	Kwa-daso	Ayuom	Kwa-daso	Ayuom	Kwa-daso
Control	66,85	46,15	2,34	1,54	4,77	3,03	0,18	0,10	17,02	9,55	0,55	0,35
3 tons ha ⁻¹ Biochar	62,87	43,23	3,05	1,09	4,73	3,27	0,27	0,08	12,81	11,73	0,70	0,23
120 kg N ha ⁻¹	65,19	41,27	2,2	1,28	4,25	3,04	0,15	0,11	15,58	14,43	0,41	0,32
3 tons ha ⁻¹ Biochar + 120 kg N ha ⁻¹	71,69	38,76	2,79	0,69	4,46	2,62	0,21	0,05	12,38	15,36	0,53	0,17
4 tons ha ⁻¹ Manure	66,70	46,79	3,45	2,15	4,21	3,40	0,28	0,14	11,88	20,84	0,75	0,36
4 tons ha ⁻¹ Manure + 3 tons ha ⁻¹	65,45	42,84	2,95	2,10	4,43	3,51	0,25	0,14	12,68	19,03	0,81	0,39
LSD (0,05)	6,93		0,95		0,49		0,06		5,09		0,18	
CV	10,6		37,1		10,8		31,9		29,60		32,6	

The result of the study showed the benefits of combined application of cattle manure and biochar for better maize crop production (Yeboah et al. 2009). The application of biochar to organic fertilisers such as farm yard manure rather than inorganic fertilisers appeared to benefit crop production in the short term. The results showed that biochar enhanced crop growth better on a sandy loam soil compared to the silty loam soil suggesting soil textural effect in the effectiveness of biochar application for crop growth (Yeboah et al. 2009).

Though the beneficial effects of biochar in terms of increased crop yields and improved soil quality have been reported by several scientists (e.g. Iswaran et al. 1980, Glaser et al. 2002a, 2002b), Chan et al. (2007) emphasised the fact that previous studies showed a huge range of plant responses from -29% to 324% (Glaser et al. 2002b) to biochar application. Chan et al. (2007) undertook the experiments to investigate an impact of biochar made from green waste on radish production (see also Section 2.1.2). It was found that in the absence of nitrogen fertiliser, application of biochar made from green waste did not increase the dry matter (DM) production of radish even at the highest rate (100 tons ha⁻¹) (Table 8).

Table 8. Dry matter production of radish with and without nitrogen fertiliser as a function of rate of biochar (Chan et al. 2007).

Char rate tons ha ⁻¹	Dry matter of radish, g pot ⁻¹	
	N	no-N
0	1,95	1,0
10	1,37	0,5
50	3,72	1,0
100	4,48	1,22

Instead, at 10 tons ha⁻¹ of biochar, yield was slightly depressed compared with the nil biochar control. With the addition of nitrogen fertiliser (100 kg N ha⁻¹), significant increases in radish yield were observed in all the biochar treatments (including the nil biochar control), and there was a significant interaction between biochar application rates and nitrogen fertiliser addition (Chan et al. 2007). The latter referred to the observation that the increases in DM of radish with nitrogen addition were much greater in the biochar-amended soils than the nil biochar control and that the magnitude of yield response increased with the application rate of biochar. For example, additional increase in DM of radish due to N fertiliser varied from 95% in the nil biochar control to 266% in the 100 tons ha⁻¹ biochar-amended soils (Table 8). Interestingly, the depression in yield at 10 tons ha⁻¹ of biochar was not eliminated by the addition of N fertiliser. When the DM results are expressed as relative yield (RY), namely DM of a treatment as a proportion of DM of the control (nil biochar and nil N), RY was 0,5 at 10 tons ha⁻¹ and did not increase significantly above 1,0 at higher rates of biochar application in the absence of N fertiliser (Table 8). With N fertiliser addition, RY of radish increased to 1,95 at nil rate of biochar and this increase could therefore be attributed to the N fertiliser alone. It has been estimated that for biochar rates >20 tons ha⁻¹, RY exceeded 2,0 and finally increased to 4,5 at 100 tons ha⁻¹ of biochar (Table 8). Therefore, there was an additional yield increase as a result of increased biochar application for rates >20 tons ha⁻¹ which could not be solely attributed to the addition of N fertiliser.

Masulili (2010) carried out experiments to study the characteristics of biochar made from rice husk and its potential as a soil amendment in acid soils in Indonesia. Biochar was produced by pyrolysis after which it was applied as a soil amendment. The soil was incubated for 30 days, and then it was planted with rice. For comparison, soil was applied with: rice straw, rice husk, rice husk ash, *Chromolaena odorata* biomass, and no soil amendment. Out of the improvements in soil physical and chemical properties rice biomass was significantly influenced by soil amendments (Table 9).

Table 9. Effect of rice husk biochar and other soil amendments on the growth of rice on acid sulfate soils of West Kalimantan, Indonesia (Masulili 2010).

Soil amendment	Plant height (cm)	Number of tillers	Number of productive tillers	Total dry biomass (g)
Control	75,17 a	9,00 a	5,00 a	29,53 a
Rice straw	85,67 b	12,00 b	7,33 b	50,3 b
Rice husk	84,00 b	14,33 be	8,00 b	64,97 be
Rice husk ash	78,33 a	14,00 be	8,00 b	57,87 b
Rice husk biochar	86,17 b	17,33 d	9,67 c	75,93 c
Chromalaena	85,00 b	15,00 cd	10,00 c	76,50 c

Means followed by the same letters at each column are not significantly different ($P=0,5$).

1. The organic soil amendments used were added in masses as follows:
2. No soil amendment, as the control (C_0)
3. Rice Straw (RS), 15 tons ha^{-1}
4. Rice husk (RH), 15 tons ha^{-1}
5. Rice husk ash (RHA), 10 tons ha^{-1}
6. Rice husk biochar (RHB), 10 tons ha^{-1}
7. *Chromolaena odorata* (Chr), 15 tons ha^{-1}

Studying the impacts of different rates of biochar on cereal growth within temperate agriculture, and specifically the interaction of biochar and nitrogen fertiliser Gathorne-Hardy et al. (2009) stated that the results showed no significant effect of yield for biochar alone, but did show a significant interaction ($p = 0,055$) between biochar and N fertiliser. Biochar appeared to increase the nitrogen use efficiency. On this site the addition of 50 tons ha^{-1} of biochar increased the total yield by approximately 30% when high levels of N were used (figure 12). An explanation of high probability for the lack of effect from biochar alone on yield is that one of the most important attributes of biochar – its ability to retain water – was not tested as the 2008 growing season was exceptionally wet, so water was unlikely to have been a limiting factor.

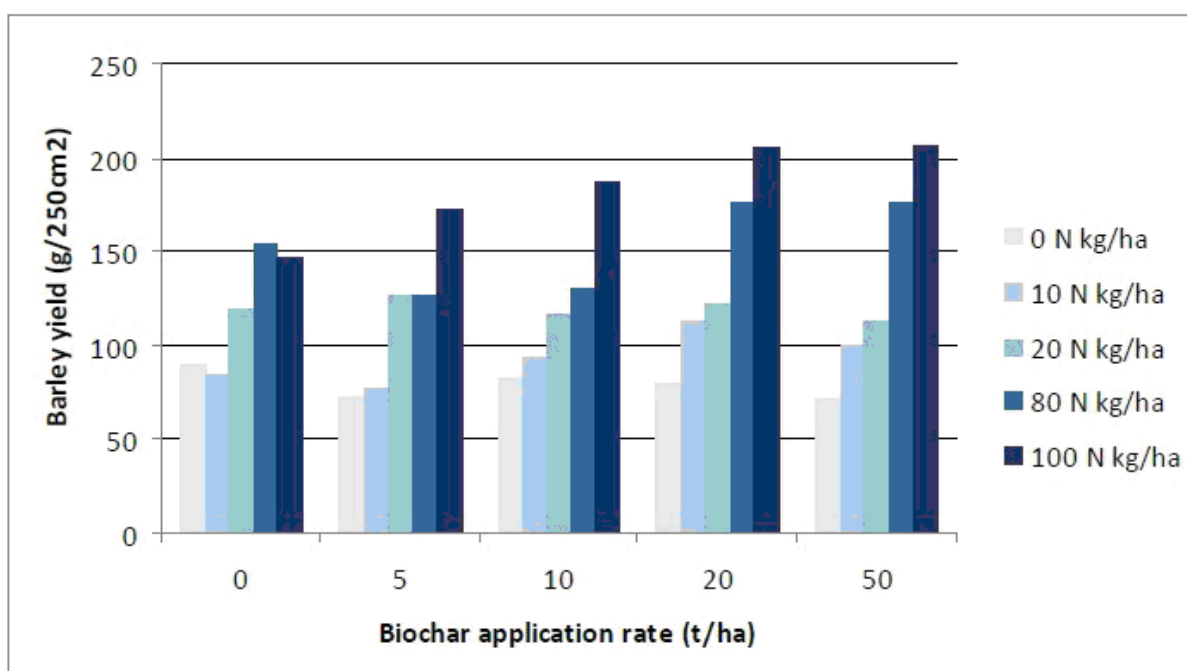


Figure 12. The effect of different levels of biochar, N fertiliser, and their interactions on barley yield (Gathorne-Hardy et al. 2009).

Sohi et al. (2009) presented an overview of biochar impacts on the yield that was very comprehensive, and is given in Table 10 with the latest additions made by authors of these Report.

There are varying results related to local conditions, but generally, biochar had a very good effect on yield and crop qualities.

Table 10. Summary of experiments assessing the impact of biochar addition on crop yield (initially presented by Sohi et al. (2009), modified and enlarged by authors of these report).

Authors	Study outline	Results summary
Iswaran et al. (1980)	Pea, India	0,5 tons ha ⁻¹ char increased biomass on 160%
Iswaran et al. (1980)	Mung bean, India	0,5 tons ha ⁻¹ char increased biomass on 122%
Kishimoto & Sugiura (1985)	Soybean on volcanic ash loam, Japan	0,5 tons ha ⁻¹ char increased yield 151% 5 tons ha ⁻¹ char decreased yield to 63% 15 tons ha ⁻¹ char decreased yield to 29%
Kishimoto & Sugiura (1985)	Sugi trees on clay loam, Japan	0,5 tons ha ⁻¹ wood charcoal increased biomass 249% 0,5 tons ha ⁻¹ bark charcoal increased biomass 324%; 0,5 tons ha ⁻¹ activated charcoal increased biomass 244%

Authors	Study outline	Results summary
Chidumayo (1994)	Bauhinia trees on <i>Alfisol/Ultisol</i>	Charcoal increased biomass by 13% and height by 24%
Glaser et al. (2002a, 2002b)	Cowpea on Xanthic Ferralsol	67 tons ha ⁻¹ char increased biomass 150% 135 tons ha ⁻¹ char increased biomass 200%
Lehmann et al. (2003)	Soil fertility and nutrient retention. Cowpea was planted in pots and rice crops in lysimeters at the Embrapa Amazonia Ocidental, Manaus, Brazil	Bio-char additions significantly increased biomass production by 38 to 45% (no yield reported)
Oguntunde et al. (2004)	Comparison of maize yields between disused charcoal production sites and adjacent fields. Kotokosu watershed, Ghana	Grain yield 91% higher and biomass yield 44% higher on charcoal site than control.
Rondon et al. (2006)	Long-term field experiment on an acid savannah soil to assess the effects of different doses of biochar on maize. Eastern Colombian Plains	8 tons ha ⁻¹ char increased the yield of maize on 16%, 20 tons ha ⁻¹ char increased yield of maize on 28%, while total biomass increased on 8% only in the case of the high dose.
Yamato et al. (2006)	Maize, cowpea and peanut trial in area of low soil fertility	Acacia bark charcoal plus fertiliser increased maize and peanut yields (but not cowpea)
Chan et al. (2007)	Pot trial on radish yield in heavy soil using commercial green waste biochar (three rates) with and without nitrogen.	100 tons ha ⁻¹ increased yield in three times; it was observed a linear increase from 10 to 50 tons ha ⁻¹ – but no effect without added nitrogen.
Rondon et al. (2007)	Enhanced biological N-2 fixation (BNF) by common beans through bio-char additions. Colombia	Bean yield increased by 46% and biomass production by 39% over the control at 90 and 60 g kg ⁻¹ biochar. Respectively.
Steiner et al. (2007)	Four cropping cycles with rice (<i>Oryza sativa</i> L.) and sorghum (<i>Sorghum bicolor</i> L.)	Charcoal amended with chicken manure amendments resulted in the highest cumulative crop yield (12,4 tons ha ⁻¹)
Kimetu et al. (2008)	Mitigation of soil degradation with biochar. Comparison of maize yields in degradation gradient cultivated soils in Kenya.	Doubling of crop yield in the highly degraded soils from about 3 to about 6 tons ha ⁻¹ maize grain yield
Asai et al (2009)	Investigation of the effect of biochar application on yields of upland rice (<i>Oryza sativa</i> L.) in northern Laos.	With an application rate of 4 tons ha ⁻¹ it was found a doubling in rice yield.
Gathorne-Hardy et al. (2009)	Investigation of the impacts of different rates of biochar on cereal growth within temperate agriculture.	The addition of 50 tons ha ⁻¹ of biochar increased the total yield of spring barley by approximately 30% when high levels of N were used.
Husk & Major (2009)	A very fine biochar from fast pyrolysis of wood waste was applied on a clay loam soil under soybean and mixed forage. Saint-François-Xavier-de-Brompton, Québec, Canada	Crop biomass increase of 17-20% for soybean and 17-99% for forage as well as crop density increase of 11-68% for soybean and 102% for forage were observed if biochar was applied in 3,9 tons ha ⁻¹

Authors	Study outline	Results summary
Laird et al. (2009)	Field experiments with maize on fertile soil in central Iowa, USA.	Biochar applied in 9,8 and 18,4 tons ha ⁻¹ caused the increase in maize population density of 15% and improved yield by 4% over the control of 11 tons ha ⁻¹ in the first year otherwise biochar had no a significant effect in the second year. No differences were observed between two doses.
Poitras & Straubing (2009)	Field experiments with soybeans and maize on poor soils. Maine, USA.	Biochar applied in 25,2 and 75,6 tons ha ⁻¹ influenced the positive effect only in a higher dose and only for soybeans, the effect was mainly negative for maize.
Yeboah et al. (2009)	In a greenhouse biochar application was studied on two soil types (sandy loam and silt loam soils) under maize variety "mamaba". Ayuom and Kwadaso, Ghana.	Application of 3 tons ha ⁻¹ biochar with and without nitrogen fertiliser and manure showed the positive effect on biomass yield.
Gaskin et al. (2010)	Effect of peanut hull and pine chip biochars on maize (<i>Zea mays</i> L.) production in a typical sandy soil of the south-eastern United States that inherently had low soil organic carbon and fertility.	After biochar in doses of 0, 24,7 and 49,4 tons ha ⁻¹ and nitrogen fertiliser was applied it was found that maize grain yields were depressed by the greatest rate in the first year.
Hossain et al. (2010)	Pot experiments to investigate and quantify effects of wastewater sludge biochar on soil quality, growth, yield of cherry tomatoes grown on <i>Chromosol</i> soil. Australia.	10 tons ha ⁻¹ of wastewater sludge biochar increased the production of cherry tomatoes by 64%
Masulili (2010)	Experiments to study the characteristics of biochar made from rice husk and its potential as a soil amendment in acid sulfate soils of West Kalimantan in Indonesia.	Rice husk biochar applied in 10 tons ha ⁻¹ increased a yield of total dry biomass in 2, 57 times.

1.4 ASSESSING ADVANTAGES AND DISADVANTAGES BY APPLYING BIOCHAR AS A SOIL AMENDMENT

Analysing the results of a long-term field experiment on an acid savannah soil in the Eastern Colombian Plains in 2002, Rondon et al. (2006) reported that, above the yield increase, another important purpose was achieved by application of biochar. In addition to added productivity, the use of biochar resulted in a reduction of net annual emissions of methane and nitrous oxide from soils as well as net increases in soil carbon. During the initial year, annual methane retention in soils was increased on average by 200 mgCH₄ m⁻² in all high biochar plots relatively to the controls, while N₂O emissions were reduced on average by 15 mg N₂O m⁻². Most of the applied carbon in the biochar has long residence times in the soil and consequently constitutes a feasible option for storing large quantities of carbon in the soils in the long term. So the use of biochar has a potential to result in a net decrease in the

integrated Global Warming Potential from the studied soils. It may be concluded that the rediscovered use of biochar can also increase crop and plant yields on very unfertile soils and constitute a new tool to mitigate climate change.

Raw sandy soils are dominant on the East coast of the lower North Island, New Zealand. Low water holding capacity and low ion exchange capacity contribute to low water and nutrient use efficiency in these soils, even under newly developed centre pivot irrigation systems. According to Wisnubroto et al. (2010) the addition of ash-rich biochar to these soils would potentially improve physical properties, nutrient supply and retention. In a pot experiment the aim was to study (1) the properties of biochars produced from biosolids (BS) and from a mixture of biosolids and green waste (BG) (50:50 mass basis), and (2) evaluate their agronomic value in the Waitarere sand. The treatments consisted of three factors: (1) Nitrogen application (0 and 113 kg N ha⁻¹ as urea; N0 and N1, respectively), (2) biochar type (BS and BG), and (3) biochar doses. The biochar doses for the N0 treatments were 0, 1,5, 5,0 and 10,0 tons ha⁻¹ and those for the N1 treatments were 0, 1,5, 5,0 and 20,0 tons ha⁻¹. All pots were watered to field capacity (16% m/m) and maintained at this moisture content for 90 days. Eighty seeds of ryegrass were germinated in each pot, and thinned to 60 plants after 2 weeks. The results indicated that, in the absence of N fertiliser, the application of biochar significantly ($P < 0,05$) decreased the biomass yield compared to the control at all doses studied (Wisnubroto et al. 2010). The simultaneous additions of N fertiliser and biochar significantly ($P < 0,05$) increased the biomass yield of all biochar treatments compared to the control and control + N treatments, this trend being more evident at increasing biochar doses. No significant differences ($P < 0,05$) were observed between the two biochars studied. The beneficial effects of these biochars on plant growth, in the presence of N, were attributed to their high content of available P and K.

When added to soil, biochar improved plant growth and enhanced crop yields, increasing food production and sustainability in areas with depleted soils, limited organic resources, insufficient water and/or access to agrochemical fertilisers (Sustainable Obtainable Solutions 2009). Not all soils will react to biochar in the same way, and frequently it can take up to a year to see results. On poor soils with low carbon content, many studies have shown that biochar can increase crop yields up to four times.

It has been shown that depending on the origin of biochar (see details in the Section 2.1.2) the use of the latter as a soil amendment can influence either positive or negative on crop yields (Poitras & Straubing 2009).

The experiments undertaken by Chan et al. (2007) to investigate an impact of different doses of biochar made from green waste on radish production (see also Sections 2.1.2, 2.1.3) has shown that plant tissue analyses of radish revealed significantly higher nitrogen concentration as a result of N fertiliser application (mean of 6,27 versus 2,17%) (Table 11).

Table 11. Nutrient concentration (%) of radish plants grown in biochar-amended soils at different rates and with and without N fertiliser. Within rows, means followed by the same letter are not significantly different ($P>0,05$); n.s., not significant ($P>0,05$); * $P<0,05$, ** $P<0,01$, *** $P<0,001$ (Chan et al. 2007).

	Nil N			
	0	10	50	100
Biochar rate	(tons ha ⁻¹)			
N	2,11c	2,78b	1,85c	1,94c
P	0,25d	0,24d	0,53b	0,62a
K	2,67d	2,44de	3,40c	3,75bc
Ca	1,32c	1,26c	1,59b	1,61ab
Mg	0,32b	0,28c	0,35ab	0,36ab
	N			
	0	10	50	100
Biochar rate	(tons ha ⁻¹)			
N	6,66a	6,23a	6,08a	6,08a
P	0,16e	0,16e	0,21d	0,31c
K	2,17e	2,62d	3,86b	5,88a
Ca	1,50b	1,63ab	1,38c	1,72a
Mg	0,37a	0,39a	0,32b	0,37a
	Significance level			
Biochar rate	Biochar rate	N	Biochar x 3	
N	**	***	***	
P	***	***	***	
K	***	***	***	
Ca	*	**	**	
Mg	n.s.	*	***	

Without N fertiliser, N content of radish remained <3% but this increased to >6% in the presence of N fertiliser. This and the marked DM responses of radish plants to N fertiliser (95% increase in DM at nil biochar treatment) (Table 8) indicated that the available N in soil was limiting N uptake and plant growth. Given the low N content (1,3 g kg⁻¹), negligible mineral N, and high C:N ratio (200) of the biochar used in this investigation (Table 12), its addition to soil did not provide any additional available nitrogen to the radish plants, and therefore did not result in yield increase even at the rate of 100 tons ha⁻¹.

Table 12. Basic chemical properties of the soil and biochar used in the pot trial experiment (Chan et al. 2007).

EC dS m ⁻¹	pH CaCl ₂	Colwell P	KCl-extract. ammonium-N (mg kg ⁻¹)	KCl-extract. nitrate-N
Soil				
0,05	4,5	34	6,1	12
Char				
3,2	9,4	400	<0,3	<0,20
Exchangeable cations				
EC dS m ⁻¹	g kg ⁻¹		Cmol kg ⁻¹	
Soil				
0,05	1,3	18	0,5	5,1
Char				
3,2	1,8	360	<0,1	0,4
			21	0,56
			2,1	24

This is further confirmed by the results for N uptake by radish, in that N uptake remained low and unchanged at different biochar rates in the absence of N fertiliser but increased markedly as a result of N fertiliser application (Table 13).

Table 13. Uptake of nutrients (g) by radish plants grown in biochar-amended soils at different rates and with and without N fertiliser. Within rows, means followed by the same letter are not significantly different ($P>0,05$); *** $P<0,001$ (Chan et al. 2007).

	Nil N			
	0	10	50	100
Biochar rate	(tons ha ⁻¹)			
N	0,024e	0,015e	0,021e	0,027e
P	0,003de	0,002e	0,006c	0,009b
K	0,031cd	0,013d	0,039cd	0,052c
Ca	0,015de	0,007e	0,019d	0,023d
Mg	0,004e	0,002f	0,004e	0,005cd
	N			
	0	10	50	100
Biochar rate	(tons ha ⁻¹)			
N	0,151c	0,098d	0,263b	0,323a
P	0,004d	0,002e	0,009b	0,016a
K	0,050c	0,041cd	0,168b	0,301a
Ca	0,033c	0,025d	0,059b	0,088a
Mg	0,008c	0,006d	0,014b	0,019a
	Significance level			
Biochar rate	Biochar rate	N	Biochar x 3	
N	***	***	***	
P	***	***	***	
K	***	***	***	
Ca	***	***	***	
Mg	***	***	***	

Biochar application increased P, K, and Ca but not Mg concentration of the radish plants and significant increases were found only at the higher application rates of 50 and 100 tons ha⁻¹ (when no N was applied) (Table 11). The increase in P and K contents of the radish plants growing in biochar-amended soil was related to the high concentrations of available P and exchangeable K present in the green waste biochar (Table 12). As N is principally taken up as NO₃ and is a dominant nutrient, its uptake has to be balanced by cations to maintain electrical neutrality. From nutrient uptake data (Table 13), increasing N uptake at higher biochar rates was accompanied by increased K and to a lesser extent Ca uptake, it is therefore clear that K was the dominant counter cation. The lower P concentration of the radish plants found in the presence of N fertiliser (compared with nil N fertiliser) (Table 11) was a dilution effect due to the larger DM production. This is confirmed by the P uptake results which indicated higher uptake at higher biochar rates in the presence of N fertiliser. Mg concentration of the radish plants was fairly similar at all different rates of biochar application but a slight reduction was detected at 10 tons ha⁻¹ in the absence of N and at 50 tons ha⁻¹ in the presence of N fertiliser (Table 11). Changes in chemical, physical and biological properties of soil are represented in Tables 14 and 15.

Table 14. Changes in chemical properties of soil as a result of different rates of biochar application with and without nitrogen fertiliser application. Within rows, means followed by the same letter are not significantly different ($P>0,05$); n.s., not significant ($P>0,05$); * $P<0,05$, ** $P<0,01$, *** $P<0,001$ (Chan et al. 2007).

	Nil N			
	0	10	50	100
Biochar rate	(tons ha ⁻¹)			
pH Ca	4,77c	4,75c	5,38b	5,99a
C (g kg ⁻¹)	21,6c	27,0c	43,4b	64,6a
Total N (g kg ⁻¹)	1,7a	1,4a	1,5a	1,6a
Ex. Na (cmol kg ⁻¹)	0,60b	0,58b	0,74a	0,84a
Ex. K (cmol kg ⁻¹)	0,24f	0,40e	0,92c	1,60a
Ex. Ca (cmol kg ⁻¹)	5,50b	5,18b	5,58b	6,30a
Ex. Mg (cmol kg ⁻¹)	1,84a	1,70b	1,86a	1,88a
Ex. Al (cmol kg ⁻¹)	0,25a	0,23a	0,10b	0,10b
eCEC (cmol kg ⁻¹)	8,42c	8,08c	9,10b	10,60a
Colwell P (mg kg ⁻¹)	23,8c	26,6c	32,6b	40,8a
	N			
	0	10	50	100
Biochar rate	(tons ha ⁻¹)			
pH Ca	4,58c	4,61c	4,75c	5,19b
C (g kg ⁻¹)	21,2c	23,0c	42,4b	64,6a
Total N (g kg ⁻¹)	–	–	–	–
Ex. Na (cmol kg ⁻¹)	0,48c	0,46c	0,60a	0,69b
Ex. K (cmol kg ⁻¹)	0,21f	0,39e	0,56d	1,30b
Ex. Ca (cmol kg ⁻¹)	5,40b	5,28b	5,68b	6,20a
Ex. Mg (cmol kg ⁻¹)	1,80a	1,56b	1,76a	1,86a
Ex. Al (cmol kg ⁻¹)	0,27a	0,29a	0,12b	0,10b
eCEC (cmol kg ⁻¹)	8,18c	7,96c	8,68b	9,94a
Colwell P (mg kg ⁻¹)	28,6c	24,6c	29,6b	40,8a
	Significance level			
Biochar rate	Biochar rate	N	Biochar x N	
pH Ca	***	***	***	
C (g kg ⁻¹)	***	n.s.	n.s.	
Total N (g kg ⁻¹)	n.s.	–	–	
Ex. Na (cmol kg ⁻¹)	***	***	n.s.	
Ex. K (cmol kg ⁻¹)	***	***	***	
Ex. Ca (cmol kg ⁻¹)	***	n.s.	n.s.	
Ex. Mg (cmol kg ⁻¹)	**	***	n.s.	
Ex. Al (cmol kg ⁻¹)	***	**	n.s.	
eCEC (cmol kg ⁻¹)	***	***	n.s.	
Colwell P (mg kg ⁻¹)	***	n.s.	*	

Table 15. Changes in physical and biological properties of soil as a result of different rates of biochar application with and without nitrogen fertiliser application. Within rows, means followed by the same letter are not significantly different ($P>0,05$); n.s., not significant ($P>0,05$); * $P<0,05$, ** $P<0,01$, *** $P<0,001$ (Chan et al. 2007).

	Nil N			
	0	10	50	100
Biochar rate	(tons ha ⁻¹)			
FC (kg 100kg ⁻¹)	0,255c	0,244c	0,270b	0,320a
Tensile strength (kPa)	64,4a	69,2a	31,7b	18,8c
FDA ([µg fluorescein] [g soil] ⁻¹ min ⁻¹)	13,2a	11,3b	11,9b	11,5b
	N			
	0	10	50	100
Biochar rate	(tons ha ⁻¹)			
FC (kg 100kg ⁻¹)	0,252c	0,246c	0,270b	0,320a
Tensile strength (kPa)	NA	NA	NA	NA
FDA ([µg fluorescein] [g soil] ⁻¹ min ⁻¹)	10,1c	8,6d	11,2b	11,2b
	Significance level			
Biochar rate	Biochar rate	N	Biochar x N	
FC (kg 100kg ⁻¹)	***	n.s.	n.s.	
Tensile strength (kPa)	***	–	–	
FDA ([µg fluorescein] [g soil] ⁻¹ min ⁻¹)	***	***	***	

In the experiment as mentioned above (see Section 2.1.3), Masulili (2010) studied the characteristics of biochar made from rice husk and its potential as a soil amendment in acid soils in Indonesia. Biochar was produced by pyrolysis after which it was applied as a soil amendment. For comparison, soil was applied with: rice straw, rice husk, rice husk ash, *Chromolaena odorata* biomass, and no soil amendment. The characteristics of biochar were: water content 4,96%, pH 8,70, C 18,72%, P 0,12%, CEC 17,57cmol kg⁻¹, K 0,20%, Ca 0,41%, Mg 0,62%, and Na 1,40%. Application of biochar decreased soil bulk density, soil strength, exchangeable Al, and soluble Fe and increased porosity, available soil water content, C-organic, soil pH, available P, CEC, exchangeable K and Ca (Tables 16–18).

Table 16. The characteristics of rice husk biochar and four soil amendments (Masulili 2010).

Properties	Rice straw	Rice husk	RHA	RHB	Chromolaena
Water content (%)	12,2	11,26	6,74	4,96	13,3
BD (tons m ⁻³)	–	–	0,96	0,84	–
pH	–	–	8,4	8,7	–
C (%)	33,4	43,77	5,09	18,72	28,55
N (%)	0,35	0,32	0	0	0,46
P (%)	0,1	0,07	0,06	0,12	0,13
CEC (cmol kg ⁻¹)	–	–	6,7	17,57	–
K (%)	0,1	0,12	0,16	0,2	0,1
Ca (%)	0,12	0,27	0,33	0,41	0,18
Mg (%)	0,18	0,16	0,21	0,42	0,15
Na (%)	0,42	0,6	1,26	1,4	0,67

Table 17. Effect of rice husk biochar and other soil amendments on the physical properties of acid sulfate soils of West Kalimantan, Indonesia (Masulili 2010).

Soil amendments	BD (tons m ⁻³)	Total pore (% v/v)	Available water (% v/v)	Penetration resistance (N m ⁻²)
Control	1,24 b	44,43 a	11,34 a	500,00 c
Rice straw	1,14 a	52,07 b	15,35 c	403,35 b
Rice Husk	1,16a	52,10 b	13,76 abc	410,24 b
Rice Husk Ash	1,15 a	54,21 b	14,64 be	390,00 a
Rice Husk Biochar	1,17 a	53,16 b	15,47 c	393,34 a
Chromolaena	1,19 ab	47,30 ab	12,46 ab	403,30 b

Note:

- ^{1.} Means followed by the same letters at each column were not significantly different (P=0,5).

Table 18. Effect of rice husk biochar and other soil amendments on the chemical properties of acid sulfate soils of West Kalimantan, Indonesia (Masulili 2010).

Soil amendments	pH	C (%)	Total P (%)	CEC	K	Ca	Mg	Na	Al (%)	Fe (%)
				(cmol kg ⁻¹)						
Before exp ¹⁾	3,75	0,78	0,25	6,84	0,19	0,34	3,31	0,31	3,31	3,04
Control	3,36 a	0,54 a	0,21 a	6,64 a	0,20 a	0,24 a	3,55	0,2	3,84c	3,61 c
Rice straw	3,68 ab	3,58 cd	0,30 ab	7,32 be	0,22 ab	0,23 a	3,45	0,24	3,42abc	3,34 b
Rice husk	3,96 b	3,73 cd	0,31 b	7,20 ab	0.34 b,	0,45 b	3,43	0,22	3,47abc	3,22 ab
Rice husk ash	3,98 b	2,78 b	0,27 ab	7,79 be	0,43 cd	0,44 b	3,56	0,25	3,57 be	3,34b
Rice husk biochar	4,40 c	4,09 d	0,32 b	8,03 c	0,51 d	0,44 b	3,57	0,32	2,96 a	3,10 a
Chromolaena	4,06 bc	3,22 bc	0,29 ab	7,15 ab	0,25 ab	0,22 a	3,45 NS	0,27 NS	3,31 ab	3,28

Notes:

1. Soil properties before experiment.
2. Means followed by the same letters at each column were not significantly different (P=0,5).

Masulili (2010) concluded from the experimental results that biochar made from rice husk grown in acid sulphate soil and other organic soil amendment applications would significantly improve some properties of the acid sulphate soil of West Kalimantan, Indonesia, namely: decreasing soil bulk density, soil shear strength, exchangeable Al, and soluble Fe, and increasing soil pH, soil organic matter, total P, CEC, exchangeable K and exchangeable Ca. The improvement of soil properties by application of different organic soil amendments resulted in enhanced rice growth as shown by an increase in plant height, number of tillers, and dry biomass (see also Section 2.1.3).

Two experiments were carried out to measure changes in soil fertility as a function of the growth of maize plants over a a period of 30-40 days following seeding (Rodríguez et al. 2009). The factors were: with or without biochar at 50 g kg⁻¹ soil; fertile soil or sub-soil; and with or without bio-digester effluent (100 kg N ha⁻¹). Biochar increased green biomass growth of maize on the fertile soil in absence or presence of bio-digester effluent and in the sub-soil when effluent was applied, but had no effect on heavily leached soil without effluent. Application of effluent had no effect on green biomass growth in the fertile soil irrespective of the presence or not of biochar. By contrast, the effluent dramatically increased green biomass growth when biochar was applied to the sub-soil but had no effect in the absence of biochar. Soil pH was increased from 4-4,5 to 6,0-6,5 due to addition of biochar. It was concluded that there were synergistic effects on plant growth in heavily leached, acid soils when bio-digester effluent was combined with biochar produced by gasification of sugar cane bagasse.

Gathorne-Hardy et al. (2009) proved that addition of 50 tons ha⁻¹ of biochar could increase the total yield of cereals by approximately 30% if high levels of N were used. Besides it was found that biochar appeared to increase the nitrogen use efficiency. At the same time results showed no significant effect of yield for biochar alone.

Where economically optimal fertiliser rates were applied, biochar had the potential to deliver the same crop yield with a lower application rate of fertilisers – with potentially significant greenhouse benefits (Sohi et al. 2009). In more detailed assessments for the overall carbon balance of a biochar strategy (Gaunt & Lehmann 2008), an assumed 10% reduction in the fertiliser required to maintain current crop yield was found to be a particularly important component of the net carbon benefit. This reflected the energy intensive nature of nitrogen fertiliser production and the N₂O emissions that result from fertiliser application and use.

However, biochar has its detractors. Some question its value for young and relatively fertile soils such as in Ontario, Canada. More research is also needed to prove the results which have suggested some increase in yields and increased fertiliser-use efficiency. OMAFRA's soil specialists consider the positive claims for biochar as "intriguing but unproven". Sceptics have also questioned the length of time the carbon in biochar will remain sequestered. While recent research has suggested that the sequestration is very long term (i.e., hundreds or even thousands of years), caution and more research are definitely required. Finally, some observers have felt that if biochar was eligible for carbon credits it would put the world's remaining natural areas at risk – as well as the human and ecological communities that depend on them. The concern is that large multinationals may convert these areas into crop or forest monocultures designed to fuel biochar production.

Many studies have aimed to assess biochar as a soil amendment. The studies have found that the impact of applying biochar could be positive (for most of the cases), negative or neutral. The impact depends on many factors as well as on a composition of these factors in the place of study. A listing would include:

- The origin of biochar
- The method of its production and the applied dose
- The scheme of biochar application, whether it is applied alone or in combination with mineral and organic fertilisers (in the latter case the proportions can be important)
- The initial fertility of soil in a wide sense including the contents of carbon and nutrients (meaning also their availability to plants), pH, soil porosity and texture, water retention, microbial activity and others
- The specific features of grown plants

Table 19 summarises the advantages and disadvantages of biochar application as stated in the reviewed studies.

Table 19. Summary of advantages and disadvantages of biochar application as a soil amendment.

Authors	Advantages	Disadvantages
Rondon et al. (2006)	An increase in yields of maize and grasses, an improvement of pasture and native savannah vegetation. The increases in soil pH, CEC, potassium availability, and possibly in water retention in the soil. A reduction of net annual emissions of methane and nitrous oxide from soils as well as net increases in soil carbon.	
Chan et al. (2007)	With the addition of nitrogen fertiliser (100 kg N ha⁻¹), significant increases in radish yield were observed in all the biochar treatments.	In the absence of nitrogen fertiliser, application of biochar did not increase the dry matter production of radish even at the highest rate (100 tons ha⁻¹). At 10 tons ha⁻¹ of biochar yield was slightly depressed.
Gaunt & Lehmann (2008)	10% reduction in the fertiliser required to maintain current crop yield.	
Collins et al. (2009)	An average increase of 25% in total plant biomass if moderate doses of biochar was applied.	A reduction in growth at the dose of 39 tons ha⁻¹.
Gathorne-Hardy et al. (2009)	Addition of 50 tons ha⁻¹ of biochar increased the total yield by approximately 30% when high levels of N were used. Biochar appeared to increase the nitrogen use efficiency.	Results showed no significant effect of yield for biochar alone.
Husk & Major (2009)	An increase in soybean and forage biomass yield. An increase in surface soil infiltration. Root colonisation by microorganisms in the forage crop was greater. Biochar could serve as a refuge for soil microbes.	No differences in soil temperature, moisture content, and resistance to penetration. Losses of biochar during biochar handling, shipping, storage, application and incorporation amounted approximately 30% – 53%.
Poitras & Straubing (2009)	Depending on the origin of biochar the use of the latter as a soil amendment can influence either positively or negatively on the yield.	
	Chars pyrolysed at the higher temperatures had the strongest effect on elevated soil pH and CEC, and hence reduced acidity.	Soil changes were most affected by initial fertilisation less so by the biochar.

Authors	Advantages	Disadvantages
Rodríguez et al. (2009)	Biochar increased green biomass growth of maize on the fertile soil. Soil pH was increased from 4-4,5 to 6,0-6,5 due to addition of biochar.	Biochar had no effect on heavily leached soil without effluent.
Sustainable Obtainable Solutions (2009)	An improvement of plant growth and enhancing crop yields, an increasing food production and sustainability in areas with depleted soils, limited organic resources, insufficient water and/or access to agrochemical fertilisers.	
Yeboah et al. (2009)	N recovery can be improved by biochar application to sandy loam soil.	N recovery can not be improved by biochar application to silt loam soil. A moderate decreasing of soil pH.
Gaskin et al. (2010)	An increase in contents of potassium (including its available forms), calcium, and magnesium in the soil due to peanut hull biochar.	An increase in soil acidity by the end of the study after pine chip biochar was applied. No effect on potassium or magnesium in the soil in the case of pine chip biochar.
Hossain et al. (2010)	Application of biochar improved the production of cherry tomatoes and some soil properties. A combined effect on increased nutrient availability (P and N) and improved soil chemical conditions upon amendment. A significant increase in the soil electrical conductivity as well as phosphorus and nitrogen contents.	
Masulili (2010)	An improvement of soil properties by decreasing soil bulk density, soil strength, exchangeable Al, and soluble Fe while increasing porosity, available soil water content, C-organic, soil pH, available P, CEC, exchangeable K and Ca. An increase in plant height, number of tillers, and dry biomass.	
Wisnubroto et al. (2010)	An improvement in physical properties, nutrient supply and retention by addition of ash-rich biochar to raw sandy soils in New Zealand. A significant increase in biomass yield compared to the control under simultaneous addition of N fertiliser and biochar.	The significant decrease of the biomass yield compared to the control at all doses studied in the absence of N fertiliser.

In current times, as in ancient times, biochar brims with promise. Several internationally acclaimed scientists have gone on record as supporting increased research and the development of policy and programmes to promote biochar

production and use. Despite its tantalising promise, however, there are undeniable risks if the technology is misused.

Data on the effect of charcoal on crop yields is still scattered and rudimentary – only a limited number of crops grown on a limited number of soils have been investigated. The interactions between crop, soil type, local conditions, and biochar feedstock, production method and application rate will have to be studied in far more detail before large scale deployment of biochar as a soil amendment can be contemplated. Nonetheless, there is evidence that at least for some crop/soil combinations, addition of charcoal may be beneficial.

In addition to the field and laboratory experiments, an economic model has been developed to see which price mechanisms, if any, would require to encourage farmers to use biochar as a regular soil amendment (Gathorne-Hardy et al. 2009).

The purpose of biochar application might not simply be to attain a greater yield, however, but possibly to achieve predictability in yield through a lower susceptibility to climatic events such as floods and drought. Also, the economic optimum after biochar application could be achieved through a gain in crop yield at the same current or possibly higher rate of application of biochar, in which case the net result would be higher yields per hectare. Furthermore, biochar could increase, maintain or at least limit gradual decreases in crop yield on land where soil fertility and productivity are currently in decline.

The results demonstrated that biochar could have an important role in addressing climate change through carbon sequestration and increased nitrogen use efficiency, and at the same time improving yields and food security. It was hoped that through its high affinity to nutrients and water biochar could help to buffer climatic variability and reduce the need for fertiliser inputs. Thus biochar could both adapt agriculture to, and mitigate it from, climate change.

1.5 BIOCHAR AND SOIL EROSION

Considering biochar in terms of erosion three aspects can be distinguished.

- The use of biochar (maybe as an accompanying effect) to diminish water and wind soil erosion caused by natural reasons.
- The erosion of biochar itself after application that decreases its effective amount and can lead towards contamination of ground waters by shortcut water movements into drains and soil fractures.
- The withdrawal of plant residues for biochar production that increases the risk of soil erosion.

However, all of them are closely interrelated and will be considered together in the current report.

Bracmort (2010) stated that biochar retains nutrients for plant uptake and soil fertility. The infiltration of harmful quantities of nutrients and pesticides into groundwater and soil erosion runoff into surface waters can be limited with the use of biochar. Reed (2009) also briefly concluded that biochar applications reduce soil erosion. On the other hand, it was noticed that the reductions in erosion have not been tested (Lehmann 2007b). Erosion reductions based on the movement of nutrients adsorbed to sediments are debatable (Lehmann 2007b), whereas reductions in soluble nutrients can be expected (figure 13).

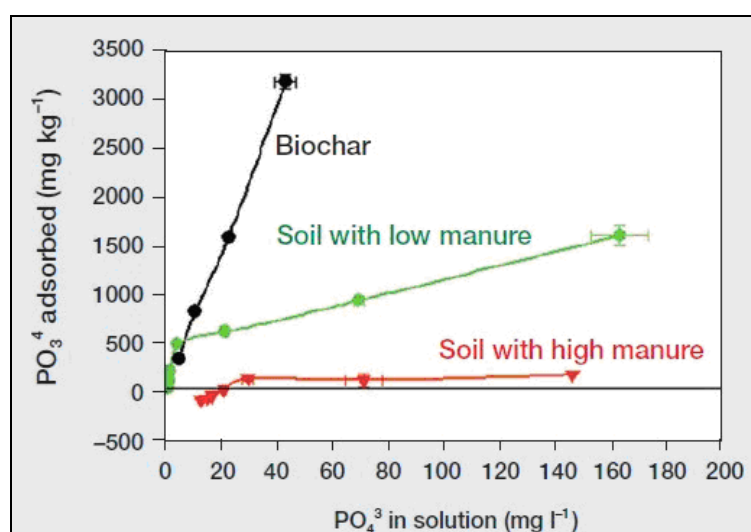


Figure 13. Adsorption of phosphate to biochar in comparison to soil after short- and long-term application of animal manure. Biochar produced from *Robinia pseudoacacia* L at 350°C for 16 hours (Cheng et al. 2008). Means and standard errors are shown; $n=3$.

In semiarid regions, the little water that fell on semiarid or recently desertified soils was quickly drained away by gravity (Mulcahy & Mulcahy 2009). This was because such soils were poor in organic matter and (to be brief) sandy. Glaser et al. (2002b) have shown that adding 45% volume of biochar to sandy soils increased their water holding capacity significantly. The biochar thus served as a reserve from which plants could draw moisture as they grew. With water retained, vegetation could get established, organic matter deposited, soil fauna and flora rebuilt, erosion retarded, and desertification reversed. It was not necessary to enrich the entire region with biochar. If seedlings of trees or vegetables were planted with a ball of about 290 ml of rich soil containing 45% biochar, this would increase the chances that their root systems would grow enough to reach deeper, richer, wetter soils and thus survive. Additionally the absorptive nature of biochar prevented nutrient runoff, dramatically reducing the need to reapply nutrients and decreasing the need for chemical fertilisers.

If not incorporated into soil, biochar may be prone to erosion. Eventual burial in river or ocean sediments may increase the mean residence time of the biochar in the environment, but it would also jeopardise any intended soil improvement and may even increase net losses of adsorbed nutrients. Suitable technology for soil injection or incorporation still needs to be developed (Lehmann 2007b).

While biochar will undoubtedly improve soil quality and productivity, some soil cover is required to keep water and wind erosion at a minimum. Therefore, plant residues cannot be entirely removed for biochar production, and to feed microorganisms in soil (Lehmann & Joseph 2009).

On agricultural land subjected to slash-and-burn, with steep slopes that are prone to erosion, such as the tropical regions of northern Laos, biochar particles from burning of agricultural residues have been found to preferentially erode from the soil compared to bulk soil organic matter or mineral-bound C (Rumpel et al. 2006).

Reasons for this include:

- the low density of biochar particles (Glaser et al. 2000), which even allows larger particles to float; and
- the small colloidal size of the smallest biochar particles compared to other soil components, allowing them to stay suspended for a longer period of time.

On the other hand, biochar particles bound to mineral matter are much harder to detach from the soil by splashing or to transport by discontinuous runoff (Rumpel et al. 2006). A similar set of rules apply in cold climate regions, such as northern Siberia, where permafrost stores large amounts of organic C, which includes biochar from biomass burning. The biochar in permafrost is usually protected from alteration and loss; but during snowmelt periods and concurrent surface water flow, biochar has been calculated to almost 4 percent of the exported organic C in the stream water (Guggenberger et al. 2008). Similar to results from tropical regions, biochar was found to be mobilised in a dissolved and colloidal phase and exported from the soil. However, compared to the tropical soil and the permafrost, the mineral soil (with no permafrost) in the Siberian region did not store as much biochar as the mineral soil in the tropics, where biochar can be bound to minerals (Guggenberger et al. 2008). This could be due to a combination of unfavourable climatic conditions, re-burning of biochar in organic layers and a different mineralogy in the cold climate mineral soil as compared to the tropics (Hammes & Schmidt 2009).

In colder climates, residues were linked to reduced yields due to lower soil temperatures resulting in poor germination (Andrews 2006). Stubble mulching, as opposed to residue chopping, could overcome this problem. Residue-associated yield reductions have also been found on poorly drained, fine-textured soils. Since these soils often had low erosion risk, residues might safely be removed, and a subsequent application of biochar made from these materials might be highly fertile.

Erosion risks from wind may exist for biochar applied to sandy soils and from water in clayey and compacted soils, but no quantitative information is available (Blackwell et al. 2009). Conservation agriculture methods, which help to maintain a protective soil surface cover, will help to reduce erosion risk. For example, leaving crop residues on the soil surface or growing cover crops and applying green manures maintain surface cover that decrease concerns about wind or water erosion of biochar. It may be advisable to avoid application to bare soil, especially on sloping land with risk of surface erosion following heavy rain. Use of disc openers with injectors will minimise water erosion risks. At the correct concentration, biochar may reduce odour from e.g. organic fertilisers; otherwise, safe distances and wind directions may have to be observed as operating guidelines. Odour of the mixture during handling and application may cause environmental concerns if the biochar is insufficient to reduce odours.

Issues of SOC and nutrient cycling, crop yield, available water and drought resistance can be addressed with biochar (Laird et al. 2010, Novak et al. 2009, Steiner et al. 2010). However, any practice that involves removal of crop residues, leaving soil unprotected even for a short duration, would increase risks of accelerated erosion (Lal 2008). According to Andrews (2006) crop residues incorporated into the soil (which would apply for biochar) did not provide the same

protection against soil erosion as crop residues left on the soil surface. The relationship between the amount of residue removal and resulting soil cover was not linear and needed to be assessed to determine appropriate removal rates. A 30% removal rate resulted in 93% soil cover after residue harvest (Andrews 2006). If 70% of surface residues remained in the field crop residue utilisation (without considering biochar carbon sequestration) would not increase erosion or runoff (Andrews 2006). The issues of soil erosion and runoff could effectively be addressed with a cover crop, which was considered to be 2,5 times more effective than crop residue in reducing wind erosion (Andrews 2006). However the recommended precautions for crop residue removal by Andrews (2006) should be considered with or without biochar carbon sequestration. These involved determination of sustainable crop residue removal rates and additional conservation practices such as contour cropping, conservation tillage and cover crops.

If, instead of dedicating land to biomass production, we were to utilise agricultural and forestry residues for biochar (with or without co-production of energy) there was still a competition between this and the need for bio-available soil organic carbon to support soil biota, maintain soil quality and to combat erosion (Woolf 2008). Lal (2005) claimed that "even a partial removal (30–40%) of crop residue from land can exacerbate soil erosion hazard, deplete the SOC pool, accentuate emission of CO₂ and other GHGs from soil to the atmosphere, and exacerbate the risks of global climate change". These conclusions did not necessarily follow, however, if biochar was subsequently returned to the soil (Woolf 2008). In this case, the SOC pool would increase and GHG emissions fall. Some of the crop residue would still have to be incorporated directly into the soil to provide a food source for soil biota and to reduce erosion. It might be that increased mycorrhizal fungi in the soil as a result of biochar amendment would provide increased bioavailable SOC without the need for as much plant debris to be incorporated. This remains to be proven though. What percentage of crop residues can reasonably be extracted when biochar is being returned to the soil will likely vary with local conditions, and is a matter for further research.

Shrestha & Lal (2006) summarised the different roles biochar could play in ameliorating drastically disturbed lands (Table 20).

Table 20. Role of biochar in ameliorating drastically disturbed lands (modified from Shrestha & Lal 2006).

Limiting factor	Variable	Problem	Short-term treatment	Long-term treatment	Role of biochar
Physical	Soil structure	Soil too compact	Rip or scarify	Vegetation	• Decreased soil bulk density, increased infiltration, and decreased erodibility. • Increased water retention due to surface area and charge characteristics.
	Soil erosion	High erodibility	Mulch	Re-grade vegetation	
	Soil moisture	Too wet	Drain	Wetland construction	
		Too dry	Organic mulch	Tolerant species	
Nutritional	Macro-nutrients	Nitrogen deficiency	Fertiliser	N-fixing plants e.g. leguminous trees or shrubs	• Yield increases. • Slow nutrient release. • Soil organic matter stabilisation. • Retention of released nutrients. • Increased microbial activity. • Habitat for mycorrhizal fungal hyphae.
		Other deficiencies	Fertiliser	Fertiliser Amendments. Tolerant species	
Toxicity	pH	Acid soils (<4,5)	Lime	Tolerant species	• Designed for alkaline surface charge.
		Alkaline soils (>7,8)	Pyritic waste Organic matter	Weathering Tolerant species	• High CEC for Na retention.
	Heavy Metals	High concentrations	Organic matter. Tolerant cultivar	Inert covering Tolerant cultivar	• High surface area and cation exchange capacity allows for metal retention.
	Salinity	EC >4,0 dS m ⁻¹ . pH<8,5. SAR<13	Gypsum, irrigation	Weathering Tolerant species	• Mixed with gypsum (favouring bridge-bonding) to reduce soil structural degradation (by peptisation of colloids). • Nutritional values as described. • High C EC for Na retention.
	Sodicity	EC <4,0 dS m ⁻¹ . pH>8,5, SAR≥13	Gypsum, irrigation	Weathering Tolerant species	

1.6 ASSESSING ADVANTAGES AND DISADVANTAGES BY APPLYING BIOCHAR TO PREVENT NITRATE LEACHING

Palumbo et al. (2009) showed that increasing atmospheric levels of greenhouse gases, especially CO₂, and their effects on global temperature have led to interest in the possibility of carbon storage in terrestrial environments. Both the residual char from biomass pyrolysis (biochar) and fly ash from coal combustion had the potential to significantly expand terrestrial sequestration options. They carried out a leaching experiment with both biochar (Table 21) and fly ash, which also had potentially beneficial effects on soil properties. Fly ash has been shown to increase porosity, conductivity, and dissolved SO₄²⁻, CO₃²⁻, Cl⁻ and basic cations. Adding biochar to soil generally raised pH, increased total nitrogen and total phosphorous, encouraged greater root development, improved cation exchange capacity and decreased available aluminium. A combination of these benefits was likely responsible for observed increases in yields for crops such as maize and sugarcane. In addition, it has been found that soils with added biochar emitted lower amounts of other greenhouse gases (methane and nitrous oxide) than unamended soils would do.

Table 21. Composition of columns for leaching experiments (Palumbo et al. 2009).

Column	1:	2:	3:	4:	5:	6:
Layers	S	FA	B-HW/S	B-HW/S/FA	B-OKEB/S	B-OKEB/S/FA
Lower	Soil (10 g)	Fly Ash (10 g)	Biochar HW (1 g)	Biochar HW (1 g)	Biochar OKEB (1 g)	Biochar OKEB (1 g)
Middle			Soil (9 g)	Soil (8 g)	Soil (9 g)	Soil (8 g)
Upper				Fly Ash (1 g)		Fly Ash (1 g)

These results showed minimal leaching of organic carbon and most metals from a variety of fly ashes and biochars (Table 22, figure 14), but there were large variations, too.

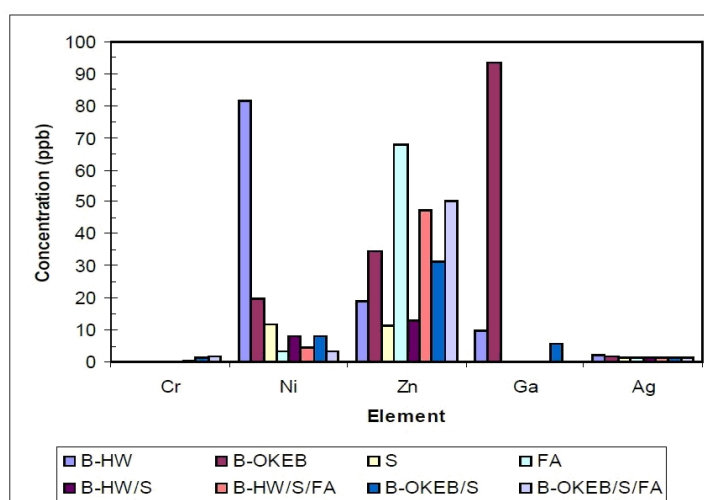


Figure 14. Heavy metals found in leaching samples. The values are the average of duplicate samples. Abbreviations are as shown as in Table 21.

Table 22. Characteristics of the two biochar samples. The values are the average of duplicate samples (Palumbo et al. 2009).

Sample ID	Nitrogen %	Carbon %	C:N %	pH in Water	pH in 5mM CaCl ₂
Biochar HW	0.26	86.79	334	8.8	7.7
Biochar OKEB	0.24	68.12	284	6.0	6.5

Application of biochar to highly weathered tropical soils has been shown to enhance soil quality and decrease leaching of nutrients (Laird et al. 2010). Little, however, is been known about the effects of biochar applications on temperate region soils. The objective of Laird et al. (2010) was to quantify the impact of biochar on leaching of plant nutrients following application of swine manure to a typical Midwestern agricultural soil. Re-packed soil columns containing 0, 5, 10, and 20 g biochar kg⁻¹ soil, with and without 5 g kg⁻¹ of dried swine manure were leached weekly for 45 weeks. Measurements showed a significant decrease in the total amount of N, P, Mg, and Si that leached from the manure-amended columns as biochar rates increased, even though the biochar itself added substantial amounts of these nutrients to the columns, too. Among columns receiving manure, the 20 g kg⁻¹ biochar treatments reduced total N and total dissolved P leaching by 11% and 69%, respectively. By-pass flow, indicated by spikes in nutrient leaching, occurred during the first leaching event after manure application for 3 of 6 columns receiving manure with no biochar, but was not observed for any of the biochar amended columns. These laboratory results indicated that addition of biochar to a typical low-buffered Midwestern agricultural soil substantially reduced nutrient leaching, and suggested that soil-biochar additions could be an effective management option for reducing nutrient leaching in production agriculture.

Leaching losses of nitrogen (N) from agricultural land are a major source of water pollution in the United States. A greenhouse trial of biochars produced from maize stover, oak wood, paper mill waste, and poultry manure mixed with sawdust at 300 °C and 600 °C was conducted by Hyland et al. (2010) in order to evaluate the potential of these biochars to reduce N losses to the environment. Nitrate (NO₃⁻) leaching was reduced in the 7% biochar treatment for both 300 °C oak and 300 °C paper mill waste, while NO₃⁻ leaching increased in the 7% biochar treatment for 300 °C poultry manure with sawdust. Ammonium (NH₄⁺) leaching was not reduced in any of the 300 °C biochar treatments and an increase was observed in the 300 °C maize, paper mill waste, and poultry manure with sawdust treatments. NO₃⁻ leaching was reduced with increasing application rates of 600 °C maize and oak biochars. NH₄⁺ leaching was slightly reduced in the 2% and 7% biochar treatments for 600 °C paper mill waste and 600 °C oak, and increased in the 7% biochar treatment for 600 °C poultry manure and sawdust treatment.

Lehmann et al. (2003) compared soil fertility and leaching losses of nutrients between a *Fimic Anthrosol* and a *Xanthic Ferralsol* from Central Amazonia. The *Anthrosol* was a relict soil from pre-Columbian settlements with high organic C containing large proportions of black carbon. It was further tested whether charcoal additions among other organic and inorganic applications could produce similarly fertile soils as these archaeological *Anthrosols*. In the first experiment cowpea (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.) was planted in pots, while in the second experiment lysimeters (Table 23) were used to quantify water and nutrient leaching from soil cropped with rice (*Oryza sativa* L.). The *Anthrosol* showed significantly higher P, Ca, Mn, and Zn availability than the *Ferralsol* increasing biomass production of both cowpea and rice by 38–45% without fertilisation ($P < 0,05$). The soil N contents

were also higher in the *Anthrosol* but the wide C-to-N ratios due to high soil C contents led to immobilisation of N. Despite the generally high nutrient availability, nutrient leaching was minimal in the *Anthrosol*, providing an explanation for their sustained fertility. However, when inorganic nutrients were applied to the *Anthrosol*, nutrient leaching exceeded the one found in the fertilised *Ferralsol*, indicating fixation to iron and aluminium oxides in the latter soil. Charcoal additions to the *Ferralsol* significantly increased plant growth and nutrition. While N availability in the *Ferralsol* with biochar decreased similar to the *Anthrosol*, uptake of P, K, Ca, Zn, and Cu by the plants increased with higher charcoal additions. Leaching of applied fertiliser N was significantly reduced by charcoal, and Ca and Mg leaching was delayed. In both the *Ferralsol* with added charcoal and the *Anthrosol*, nutrient availability was elevated with the exception of N, while nutrient leaching was comparatively low. Still, production was not impaired by archaic or fresh biochar, showing the ability of slow-release of nitrogen from biochar.

Table 23. Description of experimental treatments for the pot experiment (P) and the lysimeter experiment (L) (Lehmann et al. 2003).

Treatment	No amend ment	Mineral fertiliser	Cattle manure	Chicken manure	Mineral fertiliser + chicken manure
Ferralsol	P, L	P, L	P, L	P, L	P, L
Ferralsol + 10% Charcoal	P	P		P	P
Ferralsol + 20% Charcoal	P, L	P, L		P, L	P, L
Ferralsol + 20% Charcoal (pieces)	P	P			
Anthrosol	P, L	P, L		P	P

The amount of nutrient leaching (Table 24, Table 25) was mainly a result of nutrient input, nutrient uptake or retention, but not a result of varying water percolation, which did not differ between soil amendments during the first 15 days (Lehmann et al. 2003). Differences in cumulative water percolation at the end of the experiment were caused by higher water uptake of plants with more vigorous growth. Therefore, the cumulative amount of water leached from the soil correlated with the biomass production and not with soil amendments, with the notable exception of the *Anthrosol*, as expected.

Table 24. Above and below ground biomass production and foliar nutrient contents of cowpea (*Vigna unguiculata*) grown with applications of mineral and organic fertilisers and charcoal in pots without leaching using a Xanthic Ferralsol and a Fimic Anthrosol in the central Amazon; values in one column followed by the same letter are not significantly different at $P < 0.05$ ($N = 5$) (Lehmann et al. 2003).

Treatment	Shoot biomass	Root biomass	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Zn	Mn	Cu
	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(g pot ⁻¹)	(g pot ⁻¹)
F	2,3c	0,44cd	51,9a	2,00cd	23,6b	9,02cd	7,56ab	167	41,6bc	176c	2,6d
F+Fert	2,2d	0,46cd	55,2a	2,53ab	25,3b	9,04cd	7,72a	165	40,6c	176c	5,2abc
F+Manure	1,9d	0,48cd	52,9a	2,03cd	25,8b	9,01cd	7,50ab	162	43,0bc	184c	5,8abc
F+Manure + Fert	2,6bcd	0,36d	52,5a	2,85a	24,3b	9,38c	7,18b	337	44,6b	205abc	4,2bcd
F+Charcoal	3,3ab	0,42d	23,9b	1,96d	33,1a	8,17cd	3,67cd	116	41,2bc	73,6d	5,6abc
F+Charcoal +Fert	2,9bc	0,48cd	24,9b	2,27bcd	34,8a	7,88cd	3,40d	148	38,4c	76,4d	5,6abc
F+Charcoal +Manure	3,5ab	0,44cd	23,4b	2,32bcd	35,7a	7,45d	3,32d	77,8	39,8c	69,6d	7,0a
F+Charcoal +Fert+ Manure	3,7a	0,44cd	24,6b	2,36bcd	36,4a	7,66d	3,48d	142	40,8bc	77,8d	4,6ab
A	3,7a	0,84a	21,9b	2,42abc	17,3c	13,2ab	3,96c	139	51,8a	205abc	6,8ab
A+Fert	3,3ab	0,62b	24,1b	2,65ab	14,6c	14,2ab	3,92c	168	55,0a	244a	3,2cd
A+Manure	3,4ab	0,68b	22,5b	2,33bcd	16,9c	12,7b	3,72cd	190	53,2a	191bc	2,2d
A+Fert+ Manure	2,9bc	0,60bc	23,5b	2,52ab	12,7c	14,5a	4,00c	125	54,4a	226ab	2,8d

Abbrev: F – Ferralsol; A – Anthrosol; Fert – fertilised with TSP; Manure – additions of chicken manure; Charcoal – applications at 10% mass.

Table 25. Soil carbon and nutrient contents, pH, acidity and cation exchange capacity of a Xanthic Ferralsol and a Fimic Anthrosol amended with inorganic and organic fertilisers and charcoal (only Ferralsol) after rice (*Oryza sativa*) ($N = 4$) (Lehmann et al. 2003).

Treatment	C	N	C/N	pH	P	K	Ca	Mg	Al	CEC
	(g kg ⁻¹)	(gkg ⁻¹)		(H ₂ O)	(mg kg ⁻¹)	(mmol _c kg ⁻¹)	(mmol _c kg ⁻¹)	(mmol _c kg ⁻¹)	(mmol _c kg ⁻¹)	(mmol _c kg ⁻¹)
Ferralsol	39,7d	3,17c	12,6c	5,14e	8,1c	28,1e	14,8e	8,8de	2,3a	54,0e
F+Fert	39,2d	3,03c	12,9c	5,93b	16,9c	168,8d	32,1c	20,1b	0,2de	221,1d
F+Manure	37,8d	3,02c	12,5c	5,16e	8,1c	35,8e	15,0e	9,8d	1,7c	62,3e
F+Manure+ Fert	39,5d	3,09c	12,8c	5,80cd	21,0c	189,3cd	36,1b	22,5a	0,0e	247,8bcd
F+Charcoal	159,4b	3,95b	40,4b	5,89bc	10,5c	258,3ab	17,1e	9,7d	0,4d	285,5bc
F+Charcoal+ Fert	156,2ab	3,92b	39,8b	6,29a	24,1c	296,7a	27,5d	15,3c	0,0e	339,4a
F+Charcoal+ Manure	169,0a	3,88b	43,6a	5,80cd	9,5c	220,0bc	13,9	7,4e	0,5d	241,7cd
F+Charcoal+ Fert+Manure	171,1a	4,00b	42,7a	6,22a	20,0c	258,3ab	27,9d	15,8c	0,0e	301,9ab
Anthrosol	84,7c	4,96a	17,1d	5,71d	318,4b	10,2e	32,8c	4,7f	2,0b	49,7e
A+Fert	85,0c	4,93a	17,2d	5,93b	386,1a	173,9d	50,6a	22,2a	0,0e	246,7bcd

Abbrev: F – Ferralsol; Fert – fertilised with TSP, KCl and lime; Manure – additions of chicken manure; Charcoal – applications at 20% mass; A – Anthrosol.

Biochars made from woody biomass have been studied as a means to improve the productivity of degraded soils, especially in the humid tropics (Lehmann et al. 2010). Much less information is available for temperate soils when using biochar that was generated from a variety of agricultural and other waste streams. This presentation given by Lehmann et al. (2010) focused on the environmental effects of biochar produced from a variety of organic wastes, such as paper mill wastes, food wastes, animal manures, and crop residues in comparison with better studied biomass such as soft and hard woods. Crop productivity, nitrogen leaching and nitrous oxide emissions varied significantly with different types of biochar. Biochars rich in nitrogen such as poultry manure increased leaching and gaseous emissions when pyrolysed at 300 °C, but decreased losses when pyrolysed at 600 °C. N gas emissions during pyrolysis of these N rich feedstocks itself seems not be assessed, and this must be critically considered in further research. The optimum application rate of biochars across a range of feedstocks was found to be about 2% by mass or about 26 tons ha⁻¹. Some biochars were found to decrease growth of a maize test crop in a greenhouse study, such as biochar made from mixed food waste, whereas animal manures generally increased growth. Similar to nitrogen leaching, also the positive effects of the high-nutrient biochars on crop growth such as poultry manure decreased with greater pyrolysis temperature. Such analyses suggested that pyrolysis temperature may be as important as feedstock properties in determining environmental behaviour of biochars. Therefore, good control over pyrolysis conditions such as temperature appeared to be critical for ensuring the environmental quality of biochars.

Biochar could reduce emissions of nitrous oxide and leaching of nitrates into water. It could also lift agricultural productivity through its effect on soil structure, microbiota and nutrient availability (Winsley 2007). Humus improves soil structure, moisture retention, and microbial activity. As soils approach nitrogen saturation, and plants are unable to take it up, the risks of nitrate accumulation and nitrate leaching into waterways increase, as seen from endangered sites in New Zealand in Table 26 (Winsley 2007). Lifting the carbon-to-nitrogen ratio in soils had an effect of increasing nitrogen retention and therefore reduced nitrous oxide emissions and nitrate leaching. Moreover, adding biochar to soil might prevent or limit the anaerobic production of nitrous oxide.

Table 26. Organic matter carbon-to-nitrogen ratios in New Zealand (Winsley 2007).

Land use	Mean C:N ratio	Number of sites
Plantation forestry	17.4	67
Indigenous forestry	16.7	58
Tussock grassland	14.7	20
Horticulture and orchards	12.8	37
Arable crop	12.3	42
Mixed crop	12.1	17
Sheep-beef pasture	12.1	140
Dairy pasture	11.3	123

Agricultural soils in the south-eastern U.S. Coastal Plain region have meagre soil fertility characteristics because of their sandy textures, high acidity kaolinitic clays, low cation exchange capacities, and diminutive soil organic carbon contents. It has been hypothesised that biochar additions would help ameliorate some of these fertility problems. The study objectives of Novak et al. (2009) were to determine the impact of pecan shell-based biochar additions on soil fertility characteristics and water leachate chemistry for a Norfolk loamy sand (fine-loamy, kaolinitic, thermic, typical *Kanditidults*).

Soil columns containing 0, 0,5, 1,0 and 2,0% (m/m) biochar were incubated at 10% (m/m) moisture for 67 days. On days 25 and 67, the columns were leached with 1,2 to 1,4 pore volumes of deionised H₂O, and the chemical composition of the leachate was determined. On days 0 and 67, soil samples were collected and analysed for fertility (Table 26). The biochar had a pH of 7,6, contained 834,2 and 3,41 g kg⁻¹ of C and N respectively, and was dominated by aromatic C (58%). After 67 days and two leaching events biochar additions to the Norfolk soil increased soil pH, soil organic carbon, Ca, K, Mn, and P and decreased exchangeable acidity, S, and Zn (Tables 27-29). Biochar additions did not significantly increase soil cation exchange capacity. Leachates demonstrated increasing electrical conductivity and higher K and Na concentrations, but decreasing levels of Ca, P, Mn, and Zn. These effects reflected the addition of elements and the higher sorption capacity of biochar for selective nutrients (especially Ca, P, Zn, and Mn). Biochar additions to the Norfolk soil caused significant fertility improvements (Novak et al. 2009).

Table 27. Fertility characteristics of Norfolk Ap soil + percent biochar mixtures on 0- and 67-day incubations (Mehlich 1 extractant)¹ (Novak et al. 2009).

Norfolk Ap soil + % biochar	Incubation day	Fertility characteristics ²											
		pH ³	CEC	Exch acid	Ca	Cu	K	Mg	Mn	Na	P	S	Zn
		cmol _c kg ⁻¹			mg kg ⁻¹								
0	0	4,8 ^a	5,7 ^a	2,4 ^a	437 ^a	0,6 ^a	35 ^a	117 ^a	12 ^a	5 ^a	30,5 ^a	8,67 ^a	13 ^a
0,5	0	5,1 ^b	5,3 ^a	2,0 ^a	470 ^b	0,7 ^a	49 ^b	98 ^b	7 ^b	5 ^a	30,8 ^a	7,67 ^a	12 ^a
1,0	0	5,5 ^c	5,4 ^a	1,9 ^a	516 ^c	0,7 ^a	66 ^c	90 ^c	15 ^c	6 ^a	31,2 ^a	7,83 ^a	11 ^a
2,0	0	6,3 ^d	5,9 ^a	1,2 ^b	720 ^d	0,8 ^a	111 ^d	91 ^d	10 ^d	7 ^b	35,2 ^b	8,50 ^a	11 ^a
0	67	5,2 ^a	5,2 ^a	2,4 ^a	392 ^a	0,6 ^a	26 ^a	93 ^a	7 ^a	3 ^a	28,7 ^a	6,33 ^a	12 ^a
0,5	67	5,6 ^b	5,4 ^a	2,1 ^a	462 ^b	0,7 ^a	47 ^b	91 ^a	6 ^a	5 ^b	31,7 ^b	5,16 ^a	11 ^b
1,0	67	5,9 ^c	5,6 ^a	2,0 ^a	537 ^a	0,7 ^a	49 ^c	92 ^a	16 ^b	4 ^a	31,7 ^c	4,00 ^b	11 ^b
2,0	67	6,4 ^d	5,9 ^a	1,5 ^b	692 ^d	0,8 ^a	69 ^d	89 ^a	10 ^c	4 ^a	33,3 ^d	3,17 ^c	10 ^e

Notes:

¹ Extracted with H₂SO₄ + HCl.

² Mean values sorted by incubation day were compared using a one-way ANOVA for multiple-comparisons tests versus a control (Norfolk Ap soil + 0% biochar).

³ Means followed by a different letter are significantly different at P<0,05.

Table 28. Chemical composition of deionised water leachates from Norfolk Ap soil + percent biochar mixtures after 25- and 67-day incubation¹ (Novak et al. 2009).

Norfolk Ap soil + % biochar	In cubation day	Leachate chemical composition ²											
		pH ³	EC	TOC	Ca	Cu	K	Mg	Mn	Na	P	S	Zn
		$\mu\text{S cm}^{-1}$		mg L^{-1}									
0	25	5,7 ^a	364 ^a	76 ^a	189 ^a	—	32 ^a	113 ^a	5,4 ^a	8,2 ^a	2,0 ^a	25 ^a	1,3 ^a
0,5	25	6,0 ^a	382 ^a	65 ^b	175 ^a	—	58 ^b	82 ^b	1,1 ^b	11,0 ^b	1,4 ^b	22 ^a	0,7 ^a
1,0	25	6,0 ^a	439 ^a	70 ^a	136 ^b	—	72 ^c	63 ^c	0,3 ^c	11,9 ^e	1,5 ^c	23 ^a	0,4 ^a
2,0	25	6,0 ^a	559 ^a	82 ^a	99 ^c	—	99 ^d	34 ^d	0,2 ^d	14,0 ^d	1,2 ^d	26 ^a	0,1 ^b
0	67	5,8 ^a	364 ^a	45 ^a	31 ^a	—	9 ^a	18,6 ^a	0,1	2,80 ^a	2,20 ^a	9,5 ^a	0,7 ^a
0,5	67	5,9 ^a	387 ^a	38 ^a	32 ^a	—	17 ^a	17,1 ^a	—	3,02 ^a	1,26 ^b	8,9 ^a	0,12 ^b
1,0	67	5,7 ^a	502 ^a	48 ^a	37 ^a	—	25 ^b	17,1 ^a	0,1	4,02 ^a	1,40 ^c	10 ^a	0,13 ^c
2,0	67	6,0 ^a	571 ^a	68 ^a	46 ^a	—	52 ^c	15,9 ^a	—	5,90 ^b	1,42 ^d	11 ^a	0,06 ^d

Notes:

¹ A dash line indicates mean value was below detection limit (0,05 mg L⁻¹).

² Mean values sorted by incubation day were compared using a one-way ANOVA for multiple comparisons versus a control (Norfolk Ap soil 0% biochar, significant digits varied because of low mean element concentrations on day 67).

³ Means followed by a different letter are significantly different at P<0,05.

Table 29. Changes in Norfolk Ap soil fertility characteristics with and without 2% biochar (after 67-day incubation and two deionised water leaching events) (Novak et al. 2009).

Parameter	Unit	0% Biochar	2% Biochar	Net change	Relative ¹ %
pH	—	4,8	6,4	+1,6	+33
CEC	$\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$	5,7	5,9	+0,2	+3,5
Exchange acidity	$\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$	2,4	1,5	-0,9	-38
C	g kg^{-1}	17,4	29,2	+11,8	+68
Ca	mg kg^{-1}	437	692	+255	+58
Cu	mg kg^{-1}	0,6	0,8	+0,2	+33
K	mg kg^{-1}	35	69	+37	+106
Mg	mg kg^{-1}	117	89	-28	-24
Mn	mg kg^{-1}	12	10	-2	-17
N	g kg^{-1}	1,24	1,21	-0,03	-2,4
Na	mg kg^{-1}	5	4	-1	-20
P	mg kg^{-1}	31	34	+3	+10
S	mg kg^{-1}	9	4	-5	-56
Zn	mg kg^{-1}	13	10	-3	-23

Note:

¹ Percent change based on values in Norfolk Ap soil + 0% biochar.

The reviewed data suggested that biochar application to soil would affect nutrient leaching through several mechanisms – for example, by increasing the retention of water in the rooting zone, by directly binding or sorbing nutrients or by interacting with other soil constituents, and by facilitating the movement of attached nutrients when fine biochar particles are transported in percolating water (Major et al. 2009). These mechanisms might either increase or decrease leaching. So far most researchers have suggested that biochar does sorb organic and inorganic molecules and, in the case of inorganic nutrients, retains them against leaching losses (increased exchange capacity, in the long-term dominated by cation exchange capacity).

According to Major et al. (2009) research of biochar effects on leaching in agronomic settings should be carried out in soil–biochar and soil–biochar–plant systems, in the laboratory as well as in the field and, ultimately, on a watershed scale using an ecosystem approach. Clearly, biochar interacts with other soil constituents, and biochar–soil mixtures will behave differently than pure biochar, especially over long periods of time. Increased plant productivity also needs to be part of leaching assessments because this alone can translate into reduced nutrient leaching through increased uptake. Both fresh and aged biochar should be tested since the oxidation of these materials varies. The effect of various application methods for biochar as well as for nutrients should also be tested.

Interactions between biochar and soil are likely significant, complex and can drastically modify the chemical and physical characteristics of biochar surfaces and, thus, its interaction with nutrients. The beneficial effect of biochar on leaching should also be related to other factors that impact upon leaching in the field, such as rainfall or crop management (Major et al. 2009). It can be concluded that biochar could become a useful tool for the complex task of managing crop nutrition and its environmental impacts. Managing soils with biochar to reduce nutrient leaching would bring a dual benefit of decreasing applied fertiliser requirements, as well as mitigating the environmental effects of nutrient loss.

1.7 CONCLUSIONS

Numerous research studies have been undertaken to assess the advantages and disadvantages of biochar as a soil amendment. The general conclusion is that there are a multitude of factors influencing the composition and functional properties of biochar. Factors often mentioned are raw materials from which biochar was produced and type of production technology, including temperature-levels during pyrolysis. Biochar properties are also related to the initial fertility of given soil and on the soil's initial physical, chemical, biological and mineralogical characteristics.

Many scientists emphasise that biochar used alone or biochar in combination with nitrogen fertilisers effect significantly different results. If yield increase is an aim of biochar application, it should be taken into account that an increase of total dry biomass is not obligatory followed by a yield increase in commercially valuable parts of plants. Contradictory facts have been obtained as far as yield quality was concerned. In some cases yield growth was accompanied with a decrease in quality.

From a number of experiments on biochar amendments carried out by several groups of researchers in different climate zones and soil conditions, it may be concluded that:

- In fertile soils, especially those that already had high organic matter content, an effect of biochar application developed slowly and often did not demonstrate any crop yield improvements in the first year (Rondon et al. 2006, Poitras & Straubing, 2009, Sustainable Obtainable Solutions 2009).
- Otherwise biochar performed best in soils that were inefficient in retaining nutrients (Poitras & Straubing, 2009, Sustainable Obtainable Solutions 2009).
- Biochar applied to cold climate soils took longer to work (Poitras & Straubing, 2009).
- Carbon recovery was well correlated with the initial application of biochar carbon among the various soil types (Collins et al. 2009).
- Size of biochar particles, and how it had been produced, affected performance when first applied (Poitras & Straubing, 2009).
- Adsorption capacity of biochar was an important factor in determining how biochar would perform (Poitras & Straubing, 2009).
- It should be noticed that cases were observed in which the application of biochar alone, in the absence of nitrogen fertiliser, had no effect or even decreased the biomass yield compared to the control while the simultaneous addition of nitrogen fertiliser and biochar significantly increased the biomass yield trending to be more evident at increasing biochar doses (Chan et al. 2007, Gathorne-Hardy et al. 2009, Wisnubroto et al. 2010).
- Root colonisation by microorganisms and fungi was usually greater when biochar was applied. It was also observed that the density of soil invertebrates such as earthworms was generally greater after biochar amendments (Husk & Major 2009).
- Losses of biochar during biochar handling, shipping, storage, application, spreading to soil and incorporation amounted to approximately 30%–53%, and occurred as wind-blown dust (Husk & Major 2009, Major et al. 2010).
- Very high doses of biochar could reduce a yield (Rondon et al. 2004, Lehmann 2007a, Collins et al. 2009, Gaskin et al. 2010).
- Biochar applications reduced soil erosion (Reed 2009) but if not incorporated into soil, biochar may be prone to erosion (Lehmann 2007b).
- Addition of biochar to agricultural soils substantially reduced nutrient leaching, and could be an effective management option for reducing nutrient leaching in production agriculture (Laird et al. 2010).
- As emphasised by Husk & Major (2009), most research data available today was obtained working with highly weathered, infertile tropical soils. Much interest exists for improving soils of temperate climate zones with biochar, but very little relevant data are currently available. In order to promote the commercial use of biochar it is essential to evaluate and demonstrate such potential economic advantages.

1.8 LITERATURE

Andrews, S.S. 2006. White Paper – Crop Residue Removal for Biomass Energy Production: Effects on Soils and Recommendations. USDA – Natural Resource Conservation Service. 15 p.

Asai, H., B.K. Samson, H.M. Stephan, K. Songyikhangsuthor, K. Homma, Y. Kiyono, Y. Inoue, T. Shiraiwa & T. Horie. 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Research* 111, 81-84.

Baldock, J.A., R.J. Smernik. 2002. Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochem.* 33, 1093–1109.

Blackwell, P., G. Riethmuller & M. Collins. 2009. Biochar Application to Soil. *In* Lehmann & Joseph (eds.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (Chapter 12). Earthscan, London, UK, p. 207-226.

Bracmort, K. 2010. Biochar: Examination of an Emerging Concept to Mitigate Climate Change. Congressional Research Service 7-5700, R40186. 12 p.

Chan, K. Y., L. Van Zwieten, I. Meszaros, A. Downie & S. Joseph. 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research* 45(8), 629–634.

Cheng, C.H., J. Lehmann, J.E. Thies & S. Burton S. 2008. Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. *Journal of Geophysical Research* 113, G02027, doi:10.1029/2007JG000642, 1-10.

Chidumayo, E.N. 1994. Effects of wood carbonization on soil and initial development of seedlings in miombo woodland, Zambia. *Forest Ecological Management* 70, 353–357.

Collins, H., R. Cochran, J. Smith, M. Garcia-Perez, C. Kruger & D. Granatstein. 2009. Use of Biochar from the Pyrolysis of Waste Organic Material as a Soil Amendment. Washington State University. 1 p.

Gaskin, J.W., R.A. Speir, K. Harris, K.C. Das, R.D. Lee, L.A Morris & D.S. Fisher. 2010. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agronomy Journal* 102 (2), 623-633.

Gathorne-Hardy, A., J. Knight & J. Woods. 2009. Biochar as a soil amendment positively interacts with nitrogen fertiliser to improve barley yields in the UK. *Earth and Environmental Science* 6, doi:10.1088/1755-1307/6/7/372052.

Gaunt, J. & J. Lehmann. 2008. Energy Balance and Emissions Associated with Biochar Sequestration and Pyrolysis Bioenergy Production. *Environ. Sci. Technol.* 42, 4152–4158.

Glaser, B., E. Bashalov, L. Haumaier, G. Guggenberger & W. Zech. 2000. Black carbon in density fractions of the Brazilian Amazon region. *Organic Geochemistry* 31, 669–678.

Glaser, B., J. Lehmann, C. Steiner, T. Nehls, M. Yousaf & W. Zech. 2002a. Potential of pyrolyzed organic matter in soil amelioration. 12th ISCO Conference, Beijing 2002, ISCO, Tsinghua University Press, Beijing, 421-427.

Glaser, B., J. Lehmann & W. Zech. 2002b. Ameliorating Physical and Chemical Properties of Highly Weathered Soils in the Tropics with Charcoal – a Review. *Biology and Fertility of Soils* 35, 219-230.

Gryze, S., M. Cullen & L. Durschinger. 2010. Evaluation of the Opportunities for Generating Carbon Offsets from Soil Sequestration of Biochar. Terra Global Capital LLC, San Francisco. 99 p.

Guggenberger, G., A. Rodionov, O. Shibistova, M. Grabe, O.A. Kasansky & H. Fuchs. 2008. Storage and mobility of black carbon in permafrost soils of the forest tundra ecotone in Northern Siberia. *Global Change Biology* 14(6), 1367-1381.

Haefele, S.M. 2007. Black soil green rice. *Rice Today* 6, 26–27.

Hammes, K., & M.W.I. Schmidt. 2009. Changes of Biochar in Soil. *In* Lehmann & Joseph (eds.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, London, 169-182.

Hammes, K., M.S. Torn, A.G. Lapenas & M.W.I. Schmidt. 2008. Centennial black carbon turnover observed in a Russian steppe soil. *Biogeosciences Discussion* 5, 661-683.

Hossain, M.K., V. Strezova, K.Y. Chan & P.F. Nelson. 2010. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). *Chemosphere* 78 (9), 1167-1171.

Husk, B. & J. Major. 2009. Commercial scale agricultural biochar field trial in Québec, Canada over two years: effects of biochar on soil fertility, biology and crop productivity and quality. Report FT0809, BlueLeaf Inc., Drummondville, Québec, Canada. 35 p.

Hyland, C., K. Hanley, A. Enders, S. Rajkovich & J. Lehmann. 2010. Nitrogen leaching in soil amended with biochars produced at low and high temperatures from various feedstocks. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1 – 6 August 2010, Brisbane, Australia, 38-41.

Iswaran, V, K.S. Jauhri, & A. Sen. 1980. Effect of charcoal, coal and peat on the yield of moong, soybean and pea. *Soil Biol. Biochem.* 12, 191–192.

Jeffery, S., A.C. Bastos, M. van der Velde, I. Diafas & F. Verheijen. 2010. Biochar application to soils – a critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. IES - Institute for Environment and Sustainability, Ispra. 31 p.

Kimetu, J.M., J. Lehmann, S.O. Ngoze, D.N. Mugendi, J.M. Kinyangi, S. Riha, L. Verchot, J.W. Recha & A.N. Pell, AN. 2008. Reversibility of soil productivity decline

with organic matter of differing quality along a degradation gradient. *Ecosystems* 11 (5), 726-739.

Kishimoto, S. & G. Sugiura. 1985. Charcoal as a soil conditioner. *Int. Achieve Future* 5, 12-23.

Kwapinski, W., C. Byrne, E. Kryachko, P. Wolfram, C. Adley, J.J. Leahy, E.H. Novotny & M.H.B. Hayes. 2010. Biochar from biomass and waste. *Journal Waste and Biomass Valorization*, DOI 10.1007/s12649-010-9024-8. 19 p.

Laird, D., P. Felming, B. Wang & D. Karlen. 2009. Impact of Biochar Amendments on Soil Quality for a Typical Midwestern Agricultural Soil. Talk given at the North American Biochar Conference, August 9-12 2009, Boulder, CO USA.

Laird, D., P. Fleming, B. Wang, R. Horton & D. Karlen. 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma* 158 (3-4), 436-442.

Lal, R. 2008. Black and buried carbons' impacts on soil quality and ecosystem services. *Soil & Tillage Research* 99, 1-3.

Lehmann, J. 2007a. A handful of carbon. *Nature* 447, No. 7141 (May 10), 143-144.

Lehmann, J. 2007b. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5 (7), 381-387.

Lehmann, J., C. Czimczik, D. Laird & S. Sohi. 2009. Stability of Biochar in Soil. In Lehmann & Joseph (eds.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, London, 183-206.

Lehmann, J., J. P. da Silva Jr., C. Steiner, T. Nehls, W. Zech & B. Glaser. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant & Soil* 249, 343-357.

Lehmann, J., J. Gaunt J. & M. Rondon. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems - a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, 403-427.

Lehmann, J., D. Guerená, K. Hanley, C. Hyland, A. Enders & S. Rajkovich. 2010. Environmental Effects of Biochars From Agricultural Wastes: Nutrient Leaching, Denitrification and Plant Growth. ASA, CSSA, and SSSA 2010 International Annual Meetings, Long Beach, CA, USA.
<http://a-c-s.confex.com/crops/2010am/webprogram/Paper60319.html> (Oct. 2010).

Lehmann, J. & S. Joseph. 2009. *Biochar: Environmental Management*. Earthscan, ISBN:978-1-84407-658-1. 448 p.

Lehmann, J. & J. Stephen. 2009. Biochar Systems. In Lehmann & Joseph (eds.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, London, 147-168.

Liang, B., J. Lehmann, D. Solomon, S. Sohi, J.E. Thies, J.O. Skjemstad, F.J. Luizao, M.H. Engelhard, E.G. Neves & S. Wirick. 2008. Stability of biomass-derived black carbon in soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72 (24), 6069-6078.

- Lorenz, K. 2007. Strengthening the soil organic carbon pool by increasing contributions from recalcitrant aliphatic bio(macro)molecules. *Geoderma* 142 (1-2), 1-10.
- Major, J., J. Lehmann, M. Rondon & C. Goodale. 2010. Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology* 16 (4), 1366-1379.
- Major, J., C. Steiner, A. Downie & J. Lehmann. 2009. Biochar Effects on Nutrient Leaching. *In* Lehmann & Joseph (eds.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 271-287.
- Masulili, A. 2010. Rice Husk Biochar for Rice Based Cropping System in Acid Soil 1. The Characteristics of Rice Husk Biochar and Its Influence on the Properties of Acid Sulfate Soils and Rice Growth in West Kalimantan, Indonesia. *Journal of Agricultural Science* 2 (1), 39-47.
- Mulcahy, N. & D. Mulcahy. 2009. Biochar for Climate Change Mitigation: Facts, NOT Fiction. WorldStove. 8 p.
- Novak, J.M., W.J. Busscher, D.L. Laird, M. Ahmedna, D.W. Watts & M.A.S. Niandou. 2009. Impact of Biochar Amendment on Fertility of a Southeastern Coastal Plain Soil. *Soil Science* 174 (2), 105-112.
- Oguntunde, P. G., M. Fosu, A.E. Ajayi & N. van de Giesen. 2004. Effects of charcoal production on maize yield, chemical properties and texture of soil. *Biology and Fertility of Soils* 39(4), 295-299.
- Palumbo, A.V., I. Porat, J.R. Phillips, J.E. Amonette, M.M. Drake, S.D. Brown & C.W. Schadt. 2009. Leaching of Mixtures of Biochar and Fly Ash. 2009 World of Coal Ash (WOCA) Conference – May 4-7, 2009 in Lexington, KY, USA. 7 p.
- Poitras, R. & S. Straubing. 2009. The Effects of Biochar Applications on Soil Fertility & Crop Production for a Small Farm in the Northeast US. Northeast Biochar Symposium November 13, 2009. 12 p.
- Raich, J. W., C. S. Potter & D. Bhagawati. 2003. Interannual variability in global soil respiration on a 0.5 degree grid cell basis (1980-1994). The Carbon Dioxide Information Analysis Center, NDP-081, Oak Ridge. 8 p.
- Redefining Conservation. 2010. Annual Report 2009 / 2010. Environmental Commissioner of Ontario, Toronto, Ontario, Canada. 232 p.
- Reed, D. 2009. Biochar: A Carbon-Negative Technology to Combat Climate Change and Enhance Global Soil Resources. International Biochar Initiative. 18 p.
- Renner, R. 2007. Rethinking biochar. *Environmental Science & Technology* 41 (17), 5932-5933.
- Rodríguez, L., P. Salazar & T.R. Preston. 2009. Effect of biochar and biodigester effluent on growth of maize in acid soils. *Livestock Research for Rural Development* 21 (7), 1-10.

Rondon, M.A., J. Lehmann, J. Ramirez & M. Hurtado. 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biology and Fertility of Soils* 43, 699-708.

Rondon, M.A., D. Molina, M. Hurtado, J. Ramirez, J. Lehmann, J. Major & E. Amezquita. 2006. Enhancing the Productivity of Crops and Grasses while Reducing Greenhouse Gas Emissions through Bio-Char Amendments to Unfertile Tropical Soils. 18th World Congress of Soil Science July 9-15, 2006 - Philadelphia, Pennsylvania, USA, presentation 138-68.

Rondon, M., A. Ramirez & M. Hurtado. 2004. Charcoal additions to high fertility ditches enhance yields and quality of cash crops in Andean hillsides of Colombia. CIAT Annual Report 2004, Cali, Colombia.

Rumpel, C., V. Chaplot, O. Planchon, J. Bernadou, C. Valentin & A. Mariotti, A. 2006. Preferential erosion of black carbon on steep slopes with slash and burn agriculture. *Catena* 65, 30-40.

Shrestha, G., S.J. Traina & C.W. Swanston. 2010. Black Carbon's Properties and Role in the Environment: A Comprehensive Review. *Sustainability* 2, 294-320.

Shrestha, R. & R. Lal. 2006. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environment International* 32 (6), 781-796.

Sohi, S., E. Lopez-Capel, E. Krull & R. Bol. 2009. Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. CSIRO Land and Water Science Report 05/09. ISSN: 1834-6618. CSIRO. 64 p.

Steiner, C., H. McLaughlin, A. Harley, G. Flora, R. Larson & A. Reed. 2010. U.S. Focused Biochar Report: Assessment of Biochar's Benefits for the United States of America. Colorado, USBI CEES. 84 p.

Steiner, C., W.G. Teixeira, J. Lehmann, T. Nehls, J. Luis V. de Macêdo, W.E.H. Blum & W. Zech. 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and Soil* 291 (1-2), 275-290.

Sustainable Obtainable Solutions. 2009. Biochar Enhances Crop Yield, Enriches Water, Enriches Soil & Protects Water. Sustainable Obtainable Solutions PO Box 1424 Helena, Montana 59624. 2 p.
www.s-o-solutions.org/3IPSoil&WaterBenefitsofBiochar_v5.pdf (Oct. 2010)

Winsley, P. 2007. Biochar and bio-energy production for climate change mitigation. *New Zealand Science Review* 64 (1), 5-10.

Wisnubroto, E.I., M. Hedley, K. Hina & M. Camps-Arbestain. 2010. The use of biochar from biosolids on waitarere sandy soils: effects on the growth of rye grass. Biochar Workshop. Opportunities for New Zealand Stakeholders. February 11-12 - 2010, Palmerston North, New Zealand, 40.

Woolf, D. 2008. Biochar as a soil amendment: A review of the environmental implications. Swansea. 31 p.

Yamato, M., Y. Okimori, I.F. Wibowo, S. Anshori & M. Ogawa. 2006. Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Science and Plant Nutrition* 52, 489-495.

Yeboah, E., P. Ofori, G.W. Quansah, E. Dugan & S.P. Sohi. 2009. Improving soil productivity through biochar amendments to soils. *African Journal of Environmental Science and Technology* 3 (2), 034-041.

1.9 REGIONALE VURDERINGER FOR SOLØR-ODAL

1.9.1 Område og råstoff i Solør-Odal

Vi ser føre oss heile Solør-Odal med følgande kommunar: Våler, Åsnes, Grue, Kongsvinger, Eidskog, Sør-Odal og Nord-Odal. Tab. 30 gir ei oversikt over råstoff frå tilgjengelege areal. Halm av korn gir store mengder aktuelt råstoff, potethalm ingenting.

Delrapport 1 (kap. 1.4, Appendix) la til grunn at annakvart år med kornhalm kunne gi råstoff til pyrolyse. I eit omløp på 5 år, derav 1 år med potet, ville ein altså kunne rekne med å hente ut råstoff i 2 av dei 5 omløpsåra på aktuelle areal.

Tabell 30. Arealfordeling på gitte plantekulturar i Solør-Odal, med normalverdiar for tørrstoff og karbon i halm. Data for areal og halmavling gitt av Solør-Odal Landbruksrådgiving.

Plantekultur	Arealeining	Vår kveite	Haust kveite	Haust rug	Bygg	Havre	Potet
Areal Solør-Odal	Total, daa	24 376	2 610	3 611	116 364	143 418	33 633
Halm (85% TS)	kg/daa	398	450	350	274	383	
TS Halm	kg/daa	338	383	298	233	326	
Karbon i halm (45%)	kg/daa	152,2	172,1	133,9	104,8	146,5	

Anna aktuelt råstoff er grot (frå vegkantrydding) og tilgjengeleg skogsavfall som likevel er tatt ut av skogen og seinare vert skilt frå skur og slip. På bakgrunn av aukande trong for rydding av vegetasjon, også inn mot åkerrender, for å hindre at skogen tar jordbruksareal tilbake til naturen, ser dette ut til å verte store og aukande mengder.

To store aktørar er lokalisert, Vermundsjøen Skogsdrift AS v/Terje Gunnar Hansen på Skogstad, 2283 Åsnes Finnskog, og Rismoen Bioenergi AS v/Odd Rismoen på Kirkenær.

Disse er svært aktive og meldte oss stor interesse under samtalar i oktober 2010.

1.9.2 Kriterium for val av råstoff

Følgande vilkår er med i vurdering råstoff:

- Råstoff må vere tilgjengeleg i store nok mengder til at det utgjer eit økonomisk potensiale for innsamling og rigging for pyrolyse
- Bruk av råstoff må ikkje føre til omfattande skade eller ulempe for andre viktige bruksområdet for dette materialet
- Materialet må vere tørt nok til at ikkje for mykje energi går bort til førevarming
- Materialet må gi god kvalitet på biokol, med utsikter til agronomisk gevinst, auka avlingar på jordtypene som er aktuelle i Solør-Odal
- Materialet må gi energi i tillegg, i form bioolje eller elektrisitet på nettet slik at dette kan styrke økonomien i framstillinga av biokol

Både delen av halm som er planlagt, og tilgang til grot og anna skogsavfall ser ut til å kunne støtte desse grunnleggande krava og vurderingane.

1.9.3 Fordelar og ulemper ved ulike råstoff

Kornhalm er det først tilgjengelege, og stammar frå jordbrukets åkerareal. Det er direkte tilgjengeleg frå bøndene som også kan vere kundar av biokol. Ei viss ulempe er både innsamling til halmballar og ikkje minst trongen for halmkutting før pyrolyseanlegg. God lagring på jordet og verna mot fukt kan også vere ei utfordring. Biokolet vil vere finfordelt og kan støve noko under spreining.

Grot og skogsavfall vert alt i dag flisa opp av skogentreprenørane etternaturleg uttørking gjennom nokre månader i sommarhalvåret, og bør då vere klar til pyrolysering.

Strukturen på ferdig biokol vert gjerne ein del grovare, og dette gjer ein viss fordel ved mindre støv under spreining, men grovare materiale gir samtidig litt meir ujamn spreining og seinare fordeling ved nedharving og nedmolding på jordet. Total effekt kan i så tilfelle også verte noko meir ujamn.

1.9.4 Estimering av råstofftilgang og innsamlingsmetode

Det er identifisert 2 hovudkjelder i Solør-Odal for biokolproduksjon med energi/olje som sideprodukt: halm og skogsavfall/grot.

Delrapport 1 (kap. 1.4, Appendix) har gitt eit overslag på ca. 9.500 tonn C-ekvivalentar pr. år for halm, der kornhalm er i konkurranse med andre bruksområde, slik at om lag halvparten vil kunne gå til biokolframstilling. Konkurrerande bruk er halm til fôring etter tørrluting med NH_3 , halm til fyringsanlegg, og halm for nedpløying for å sikre ordinær humus og fôre mikrobane i jord. Det skal likevel nemnast at til dette siste føremålet er det også ein tilførsel frå rotmasse, og denne kan vere nesten like stor som halmmengde over jord. Men mineraljorda i Solør-Odal er alltid skarp, og all tilførsel av organisk materiale er som oftast kjærkome og nødvendig for jordstruktur og bufferkapasitet.

Vedrørande firkant- kontra rundballar har vi følgande vurdering frå Per Guttorm Queseth Haarstad på Kirkenær:

Firkantballe (fig. 1-3)

- Stor transport effektivitet
- Lågast kostnad på logistikk/lagring/handtering



Foto 1.-3. Pressing og lagring av firkantballe i plast på jordet.

Rundballe (foto 4)

- Størst tilgjenge på kapasitet – flest rundballepresser tilgjengeleg
- Størst lagringstryggleik under open himmel; pakka halm vert som eit stråtak, d.v.s. tølir meir regn, kan mulegvis lagrast utan å vere trekt i plast



Foto 4. Naken rundballe på jordet.

Storleik vil variere, men vi har til vanleg følgande nøkkeldata:

- Firkantballe: 120 cm x 120 cm x 200-300 cm → ca. 500 kg
- Rundballe 120 cm x 120-180 cm diameter → ca. 300 kg

Med frakt på rask traktor med stor hengar burde ein klare 20-40 halmballar av firkanttypen, avhengig av storleik, og det skulle verte 10 tonn pr. lass (foto 5). Rundballane er meir uhandterlege, og transportdelen vert noko meir urasjonell pr. transportrunde, men det finst også eigne rundballvogner som er rimeleg godt utnytta (foto 6).



Foto 5. Vogn for transport av firkantballar.



Foto 6. Utnäs rundballevogn.

Halm som er samla i ballar, må halmkuttast før mating i pyrolyseanlegg (foto 6).



Foto 7. Halmkuttar før halmfyringsanlegg, Danmark.

Kjelde: http://www.gronnvarme.no/artikler/Halmtur_Danmark.html

Produsert biokol må mellomlagrast ein periode for å finne korrekt tid for uttransport og spreining. Det bør brukast storsekkar med tappestuss og som kan nyttast fleire gongar før dei vert utslitne. Desse storsekkane bør anten og helst lagrast inne (under tak) eller på god utelagringsstad med tørr undergrunn og dekkast av solide presenningar.

Ein anna stor kjelde er skogsavfall som i alle tilfelle vert frakta inn frå skogshogst, og ikkje minst grot frå kantrydding av vegar og kantareal til jordbruk.

Som nemnd har vi 2 veletablerte aktører innan kantrydding, og det er potensiale for store mengder. Det er potensiale for å hente inn minst like store mengder som frå halm i jordbruket.

40.000 tonn skogsavfall, d.v.s. ca. 135 tonn/døgn med 300 arbeidsdagar i året, skulle også gi ca. 9.200 tonn biokol pr. år (23% biokol som produksjonsresultat). Men det er open konkurranse om råstoffet, og pr. i dag er det best lønsemd å levere dette som biobrensel til Sverige frå regionen Solør-Odal.

Foto 8-9 og 10 viser flising av grot etter rydding av åkerkant sør for Flisa, og lagring og lasting av materiale på Skansen ved Flisa, alt dette i regi av Vermundsjøen Skogsdrift.



Foto 8. Flising av grot ved åkerkant ved Flisa, Vermundsjøen Skogsdrift, okt. 2010.



Foto 9. Konteinarar klare for transport til flislager, Vermundsjøen Skogsdrift.



Foto 10. Flislager på Skansen (Flisa) for Vermundsjøen Skogsdrift.

1.9.5 Estimering råstoffkostnader

Vi har fleire sett med einingskostnader, både frå norske, regionale kjelder som landbruksrådgivinga i Solør-Odal og på Romerike, og i tillegg frå Dansk Landbruksrådgiving (DLR) i samband med halmberging for halmfyringsanlegg.

Dersom det er tale om maskinar som er i bruk for den enkelte bonden, er det nærliggande å bruke eigne, verifiserte maskinkostnader, der ein tar omsyn til bruken av dei enkelte maskinane til anna nytte.

Dreier det seg derimot om ein generell kalkulasjon, vil det i utgangspunktet vere naturleg å bruke rettleiande maskinstasjonstakstar som grunnlag. Dette siste er det søkt å gjere her, men så er det gjort fråtrekk for administrasjonskostnader (13%) som maskinstasjonar må rekne seg, og som for bonden går inn i den alt eksisterande og allmenne gardsrekneskapen (tab. 1 for rundballar og tab. 2 for firkantballar). Bruk av firkantballar ser klart ut til å svare seg best.

Dansk Landbruksforvaltning nemner også på at tapet ved redusert jordstruktur (også igjennom mindre mat til mikrobane, som utviklar mikrobielt slim som aggregatbindar) vert oppvegd ved reduserte kostnader til kutting og nedmolding av halmen.

I Solør-Odal er det påpeikt at det *kan* vere ein fordel å fjerne halm, fordi det har vore eit tiltakande problem med halmborne soppsjukdomar frå eine året til det andre.

1.9.6 Tilrådte mengder av biokol tilført jordbruksområde

Internasjonal forskning som det tidlegare er vist til i dette arbeidet, viser aukande og sikrere effekt til større mengder ein bruker, men vi må også rekne med lova om avtakande utbytteauke for ein kvar innsatsfaktor i jord- og plantekultur.

Til dette kjem også at det er betre med moderate, men sikre effektar på eit stort areal, enn konsentrert tilføring på små areal, mens størsteparten får ingenting.

Ved pyrolyse av halmavlingar på 300 kg TS/daa vil vi med ca. 23% biokol av dette ved produksjon ha ca. 70 kg biokol/daa levert. Bak ein tilførsel på 1 tonn/daa i aktuelt år for innblanding står det dermed vel 14 daa jordbruksareal som har levert. Men vi har tidlegare rekna med (Delrapport 1.4, Appendum) at eit areal kun kan levere biokol frå 2 av 5 sesongar, d.v.s. at i Solør-Odal vil det stå 35 daa jordbruksareal bak det eine daa som mottar 1 tonn biokol.

Men i tillegg bør det kunne tilførast store mengder frå grot og skogsavfall.

Dersom dette kan levere like mykje som frå jordbruket sin eigen produksjon, vil vi kunne halvere tilførselsintervallet for heile jordbruksarealet frå 35 til 17-18 år (dose 1 tonn/daa).

Naturleg nok tyder dette på at ein gradvis bygger opp biokolstatus i jorda, fordi levetid (halveringstid) går over minimum mange hundre år. Men det tar alltid tid å bygge opp denne tilstanden med biokol som stor del av kulturjorda.

På denne bakgrunnen tilrår vi mengder på 0,5-2 tonn/daa tilført.

Ved ein dose på 0,5 tonn/daa, bør ein satse på å kome tilbake med ny tilførsel etter 9-10 år.

Ein enkelt tilførsel er ein stor kostnad, og må helst periodiserast med eit rentepåslag. I skisser for eit hovudprosjekt har vi lagt inn 0,5 og 1 tonn/daa så langt i ein serie forsøksfelt. Eventuelt kan det vurderast å legge på eit tilleggsledd på 2 tonn/daa. Dermed vil forsøket gå med 2-3 ledd som omfattar forsøksparameteren biokol.

Tabell. 1. Kalkyle for halmkostnader ved råstoff som vert samla opp av bonde og levert til vegkant, rundballar.

Kornavling	kg	400						
Fjerna mengde halm	kg	300						
	Kalkyle med pyrolysemaskin sentralt plassert i Solør-Odal			kr/kg halm	kr/kg halm	Sum kr/kg halm	%	Kjelde
Gjødselverdi	P som fjernast frå åker	kg P/kg halm	0,0007	0,21				"Prisen på halm til kraftvarme?" DLR 05
	K som fjernast frå åker	kg K/kg halm	0,0100	3,00				"Prisen på halm til kraftvarme?" DLR 05
	P	kr/kg		30,00				Solør-Odal Land-Bruksrådgiving 2010
	K	kr/kg		8,00				Solør-Odal Land-Bruksrådgiving 2010
	P	kr		6,30				
	K	kr		24,00				
	Verdi	kr		30,30	0,10	0,10		
Nedmolding	Ved fjerning sparer ein å nedmolde halm	kr/kg halm	0,02	-0,02				"Prisen på halm til kraftvarme?" DLR 05
Struktur	Estimat på verdi redusert struktur	kr/kg halm	0,02	0,02				"Prisen på halm til kraftvarme?" DLR 05
				0,00	0,00	0,00		
	Sum gjødselverdi				0,10	0,10	14 %	
Vending	Maskinkostnad	kr/daa	20	0,067				Bedre Gardsdr. 4/2010
	Administrasjonsdel	%	13,0 %	0,009				Estimat
	Sum vending			0,058		0,06	8 %	
Rundballe pressing	Pressing rundball ø > 150 cm	kr/ball	77					Bedre Gardsdr. 4/2010
		kg/ball	300					Estimat, fleire kjelder
		kr/kg	0,257	0,257				
	Administrasjonsdel	%	13,0 %	0,033				Estimat
	Sum pressing			0,223		0,22	31 %	

Pakking Lagring ved vegkant	Pølsepakker ekskl plast	kr/ball	50					Bedre Gardsdr. 4/2010
		kg/ball	300					Estimat, fleire kjelder
		kr/kg	0,167	0,167				
	Administrasjonsdel	%	13,0 %	0,022				
	Sum pølsepakker ekskl plast			0,145	0,15			
	Plast	kr/kg	0,04	0,040				4 øre/kg, DK 1,5-2 øre
	Leie av grunn	kr/ball	1					Estimat
		kg/ball	300					
		kr/kg	0,003	0,003				
	Sum lagring ved veikant			0,043	0,04			
	Sum pakking og lagring ved veikant				0,19	0,19	26 %	
Transport på åker til veg	Sanking, stabling plastpakket rundball til teigkant	kr/ball	18					Bedre Gardsdr. 4/2010
		kg/ball	300					Estimat, fleire kjelder
		kr/kg	0,060	0,060				
	Administrasjonsdel	%	0,130	0,008				Estimat
	Sum berging	kr/kg		0,052		0,05	7 %	
Lagring ved pyrolyse maskin	Leie av grunn	kr/ball	1					Estimat
		kg/ball	300					Estimat, fleire kjelder
	Sum lagring ved pyrolysemaskin	kr/kg	0,003	0,003		0,00	0 %	
Forsikring		kr/kg	0,02			0,02	3 %	Estimat
	Delsum					0,65		
Risikodekning Forteneste		% av delsum	5 %			0,03	5 %	Estimat
		% av delsum	5 %			0,03	5 %	Estimat
	Sluttsum					0,71	100 %	

Tabell. 2. Kalkyle for halmkostnader ved råstoff som vert samla opp av bonde og levert til vegkant, firkantballar.

Kornavling	kg	400								
Fjerna mengde halm	kg	300								
	Kalkyle med pyrolysemaskin sentralt plassert i Solør-Odal				kr/kg halm	kr/kg halm	Sum kr/kg halm	%	Kjelde	
Gjødselverdi	P som fjernast frå åker	kg P/kg halm	0,0007	0,21	0,10	0,10			"Prisen på halm til kraftvarme?" DLR 05	
	K som fjernast frå åker	kg K/kg halm	0,0100	3,00					"Prisen på halm til kraftvarme?" DLR 05	
	P	kr/kg		30,00					Solør-Odal Land- Bruksrådgiving 2010	
	K	kr/kg		8,00					Solør-Odal Land- Bruksrådgiving 2010	
	P	kr		6,30						
	K	kr		24,00						
	Verdi	kr		30,30						
Nedmolding	Ved fjerning sparer ein å nedmolde halm	kr/kg halm	0,02	-0,02	0,00	0,00			"Prisen på halm til kraftvarme?" DLR 05	
Struktur	Estimat på verdi redusert struktur	kr/kg halm	0,02	0,02					"Prisen på halm til kraftvarme?" DLR 05	
				0,00						
	Sum gjødselverdi					0,10	0,10	22 %		
Vending	Maskinkostnad	kr/daa	20		0,067				Bedre Gardsdr. 4/2010	
	Administrasjonsdel	%	13,0 %		0,009				Estimat	
	Sum vending				0,058					
Firkantballe pressing	Pressing firkantball med kutting	kr/ball	47		0,090				Bedre Gardsdr. 4/2010	
	(bredde 1,2 x høyde 1,2 x lengde 2,40 -- 150kg/m3)	kg/ball	520						Estimat, fleire kjelder	
		kr/kg	0,090							
	Administrasjonsdel	%	13,0 %						0,012	Estimat
	Sum pressing								0,079	

Pakking Lagring ved vegkant	Pølsepakker ekskl plast	kr/ball	50						Bedre Gardsdr. 4/2010
		kg/ball	520						Estimat, flere kjelder
		kr/kg	0,096	0,096					
	Administrasjonsdel	%	13,0 %	0,013					
	Sum pølsepakker ekskl plast			0,084	0,08				
	Plast	kr/kg	0,04	0,040	0,04				4 øre/kg, DK 1,5-2 øre
	Leie av grunn	kr/ball	1						Estimat
		kg/ball	520						
		kr/kg	0,002	0,002	0,002				
	Sum lagring ved veikant								
	Sum pakking og lagring ved veikant				0,12	0,12	27 %		
Transport på åker til veg	Sanking, stabling plastpakket rundball til teigkant	kr/ball	18						Bedre Gardsdr. 4/2010
		kg/ball	520						Estimat, flere kjelder
		kr/kg	0,035	0,035					
	Administrasjonsdel	%	0,130	0,005					Estimat
	Sum berging	kr/kg		0,028		0,03	7 %		
Lagring ved pyrolyse maskin	Leie av grunn	kr/ball	1						Estimat
		kg/ball	520						Estimat, flere kjelder
	Sum lagring ved pyrolysemaskin	kr/kg	0,002	0,002		0,00	0 %		
Forsikring		kr/kg	0,02			0,02	4 %		Estimat
	Delsum					0,41			
Risikodekning Forteneste		% av delsum	5 %			0,02	5 %		Estimat
		% av delsum	5 %			0,02	5 %		Estimat
	Sluttsum					0,46	100 %		

Tilsvarande finn vi i eit svensk feltforsøk (forsøksvert Christianssons Västergård AB, Ejlerslund) er det brukt mengdene 1, 1,83 og 3 tonn/daa med biokol av kommersiell type Ecoera Bioagrochar formula R54.

1.9.7 Område for introduksjon i Solør-Odal

Namnå-Kirkenær-området peikar seg ut som eit område der det kan vere naturleg å starte med biokolproduksjon. Her er store samanhengande areal, det er ein del potetproduksjon, og det er knytt til område med lekkasje av plantevernmiddel i den samanhengen (sjå Delrapport 1.3, Appendum), der det også er aktuelt med spesialframstilt biokol, altså som er pyrolysert ved høgre temperatur til aktivt kol for enno betre å fange plantevernmiddelrestar.

Dessutan er det her ved Namnå ei rekke trafostasjonar, som kan gjere det aktuelt å knytte seg til dersom leveranse av elektrisitet på straumnettet vert aktuelt frå pyrolyse (foto 10).



Foto 10. Åkerlandskap ved Namnå, med ein av fleire trafostasjonar, okt. 2010.

1.9.8 Potensielle aktørar for start med biokol

Når det gjeld aktuelle pionerar innan biokolproduksjon på basis av halm frå korn, har vi mottatt positiv melding frå Per Guttorm Queseth Haarstad på Kirkenær.

Haarstad har eit høveleg anlegg på Namnå, eit gammalt sagbruk der fyrhuset står i dag og det er tilgjengeleg lagringsplass samt kunde på strøm/varme som nabo.

2. CHARACTERISTICS OF BIOCHAR

Karl-Jan Erstad & Nikolai Y. Kononov

Abstract

Biochar is a widely used term that applies to a potentially broad class of charcoal materials intended for addition to soils. The scheme for characterizing biochars before use in soils is discussed. Emphasis is put on the properties of biochar and on known limitations for different types of biochar. The composition and functional properties of biochar relates to numerous factors. A non-inclusive list includes: type of biomass; cellulose, hemi-cellulose, lignin, and ash content; particle size; pyrolysis temperature-levels; pressure; residence time; heating rate. Biochar nutrient content and nutrient properties are similarly dependent on the nature of the feedstock and the operating conditions during pyrolysis. A high variability on all parameters are present for biochar.

Source material and pyrolysis process used to create biochar may affect the physical and chemical properties of biochar, and its suitability as a soil conditioner and/or fertiliser. Biochar made from manure will have a greater nutrient content than that formed from wood chips. A wood based biochar, on the other hand, will remain more stable for a longer period of time. Higher pyrolysis temperatures result in a greater amount of microporosity and adsorptive capacity with a a better potential for adsorption of toxic substances and soil rehabilitation. The study of chemical and physical properties of biochars made by the method of flash pyrolysis (PC), gasification (GC) or from conventional charcoal (CC) has shown that application of GC and CC is favourable for soil, increasing soil pH and concentrations of K, Mg and available P. In contrast, the addition of PC reduced soil pH to unfavourable levels, reduced water retention, and did not increase nutrient availability.

In relation to available moisture, biochar has been found more useful in sandy soils than in loamy and in clayey soils. In sandy soils, the additional volume of water and soluble nutrients stored in the biochar micropores may become available as the soil dries. It may lead to increased plant water availability during dry periods. Results indicate increased water holding capacity (WHC) when biochar is applied at all rates as compared to zero application. Lack of significant rate effect on WHC was related to intermediate water repellence of fresh biochar.

The method for biochar incorporation into the soil may potentially modify the structure and the particle size of biochar, and this may affect the mineralisation rate. Erosion risks from wind may exist for biochar applied to sandy soils and from water in clayey and compacted soils, but no quantitative information has been reported yet. Conservation agriculture methods, which help to maintain a protective soil surface cover, will help to reduce erosion risk.

Biochar is not really a fertiliser in the strict sense of the word and it does not replace the need for fertilisers, but might increase its efficiency. It is, however, also a soil (structuring) element that helps to maintain the natural fertility of the soil, or reduces a soil's depletion rate. Optimal fertility can be obtained by combining enrichment of biochar with a complementary traditional fertilisation (mineral fertilisers, compost, manure etc.).

Test methods for quality of biochar have been assessed.

In Solør-Odal, fast pyrolysis might be the preferred pyrolysis conversion method. Fast pyrolysis is a high yield bio-oil process, permitting the energy in the biomass to be stored and transported for use in heating applications. A disadvantage is that oil residuals in biochar porestructures may reduce its agronomical quality for soil management.

Biochar could in addition to its function as a soil improver, also be used as a carrier of fertilisers. In particular this is assumed possible with liquid fertilisers of the Flex system, distributed from Kongsvinger.

Biochar as produced and stored in big-bags could conveniently be spread by disc spreaders as used for liming materials. Biochar spread alone would make it independent of growth seasons.

2.1 INTRODUCTION

Biochar is a widely used term that applies to a potentially broad class of charcoal materials intended for addition to soils. Many raw materials and conversion processes can lay claim to producing biochar, and the resulting biochars will have different characteristics. The purpose of this division is to discuss the schemes for characterising biochars before adding them to soils. The emphasis will be put to discuss the individual characteristics and limitations of different kinds of biochar.

Biochar is a carbon-rich solid material produced by heating biomass in an oxygen-limited environment and is intended to be added to soils as a means of sequestering carbon and maintain or improve soil functions. Interactions between biochar, soil, microbes, and plant roots are known to occur within a short period of time after application to the soil (Lehmann & Joseph 2009). However, the extent, rates, and implications of these interactions are still far from being understood, and this knowledge is needed for an effective evaluation of the use of biochar as a soil amendment (Joseph et al. 2010).

The general characterisation scheme breaks the biochar into a small number of constituent parts, consisting of moisture, ash, mobile or degradable matter and residual matter. Each constituent part can be further subdivided. The significance of each portion should be considered, how it is measured and what the measurement represents. Then behaviour of biochar when added to soils should be discussed.

2.2 OPTIMAL CHEMICAL COMPOSITION OF BIOCHAR TO BE USED ON SILTY AND SANDY SOILS EQUIVALENT TO SOLØR-ODAL

Not all biochar is the same. Source material and pyrolysis process used to create biochar may affect the physical and chemical properties of biochar, and its suitability as a soil conditioner and/or fertiliser. As an example, biochar made from manure would have a greater nutrient content than that formed from wood chips. A wood based biochar, on the other hand, will remain more stable for a longer time. Higher pyrolysis temperatures will result in a greater amount of microporosity and adsorptive capacity, therefore a better potential for adsorption of toxic substances and soil rehabilitation. The large range of biochar properties is pointedly demonstrated by Verheijen et al. (2009), as given in tab. 1.

Table 1. Summary of total elemental composition (C, N, C:N, P, K, available P and mineral N) and pH ranges and mean values of biochars from a variety of feedstocks (wood, green wastes, crop residues, sewage sludge, litter, nut shells) and pyrolysis conditions (350-500°C) used in various studies (Verheijen et al. 2009).

		pH	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	N (NO ₃ ⁻ +NH ₄ ⁺) (mg kg ⁻¹)	C:N	P (g kg ⁻¹)	P _a (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)
Range	From	6,2	172	1,7	0,0	7	0,2	0,015	1.0
	To	9,6	905	78,2	2,0	500	73,0	11,6	58
Mean		8.1	543	22,3	-	61	23,7	-	24,3

The elemental composition of some particular biochars produced from different feedstocks and at different pyrolysis temperatures can be found in Novak et al. (2009). However, data on the effect of different types of biochar on soil fertility are sparse. Borchard et al. (2010) measured chemical and physical properties of biochars made by flash pyrolysis (PC), gasification (GC) and from conventional charcoal (CC). The influence of the application of these forms of biochar (1 mass %) on soil properties and biomass yield for a silty and a sandy topsoil was determined. The effects of biochar type were assessed using ANOVA and biochar compound related effects were analysed by principle component analysis (PCA). GC increased soil pH and concentrations of K and Mg due to its high ash contents. One year after GC addition available P concentrations in the sandy topsoil and nitrate concentrations in the silty topsoil exceeded those of the respective controls. The addition of biochar did not affect the water holding capacity of either soil, but actual water content of CC and GC amended sandy soil exceeded gravimetric water contents of controls by more than 20%. The addition of CC to the silt soil increased gravimetric water content by 6% and addition of PC reduced water content by 11%. In summary, Borchard et al. (2010) suggested that gasification biochar and charcoal had the potential to increase soil fertility by increasing pH and plant available nutrient concentrations. In contrast, the addition of PC reduced soil pH to unfavourable levels, reduced water retention, and did not increase nutrients availability. Considering source and type of biochar seems pivotal for assessing its potential as fertiliser or soil conditioner.

Elsewhere in the world, particularly in poorer-quality sandy or silty soils, the addition of charcoal has been demonstrated to enhance crop yield. This is likely to result, in part, from the enhanced water retention of a porous material (Spedding 2010).

In an area with predominantly root crops on calcareous sandy arable soils and a dry climate, biochars that provide more water retention and are mechanically strong (e.g. woody feedstocks) are likely to be substantially more valuable than in an area of predominantly combinable crops on acidic sandy soils and a 'year round' wet climate. In the latter case, biochars with a greater CEC, liming capacity and possibly a lower mechanical strength (e.g. crop residue feedstock) may be more in demand (Verheijen et al. 2009).

In sandy soils the addition of biochar increased the available moisture by 18% after adding 45% of biochar by volume, while no changes were observed in loamy soil, and in clayey soil the available soil moisture decreased by increasing coal additions (Verheijen et al. 2009). This was attributed to hydrophobicity of the biochar, although another factor could simply be that the biochar replaced clay with a higher water retention capacity of the latter. In sandy soils, the additional volume of water and soluble nutrients stored in the biochar micropores may become available as the soil dries and the matric potential increases. This may lead to increased plant water availability during dry periods (Verheijen et al. 2009).

Dugan et al. (2010) studied an impact of biochar produced from sawdust (B1), maize stover (B2), and local biochar from Ghana (B3) on soil properties. These three types of biochar were applied to three soil types from Ghana (tab. 2) at 5, 10 and 15 ton ha⁻¹.

Table 2. Characteristics of soils from the experimental sites (Dugan et al. 2010).

	Soil A	Soil K	Soil E
Textural class	Sandy Loam	Silt Loam	Loamy Sand
Sand %	60,0	30,6	79,8
Silt %	36,6	53,3	18,1
Clay %	3,4	16,1	2,1
Classification (WRB)	Chromic Lixisol	Ferric Acrisol	Ferric Lixisol
Bulk Density (kg m ⁻³)	1293,9±32,7	1378,9±48,9	1448,8±20,23

Results indicated that water holding capacity (WHC) was increased when biochar was applied at all rates compared to zero application. However, there was not much difference in effect on WHC among the rates. It was suggested that water repellence of the fresh biochar partly explained this behaviour (Dugan et al. 2010). Improving WHC by biochar application was more effective in sandy textured soils.

Singh et al. (2010) studied 11 biochars produced from 5 feedstocks. They concluded that in addition to carbon sequestration potential, biochars prepared from eucalypt, manure, and papermill sludge feedstocks through slow pyrolysis are potential sources of nutrient elements, and leaf, manure-based, and paper-sludge biochars possess good to very high liming potential. The biochars contain negligible levels of toxic elements and PAHs, they do not possess soil contamination risk for these compounds. Feedstock source and/or pyrolysis temperature significantly influence charge properties and the contents of C, nutrients, and liming potential of biochars. It is thus important to characterise biochars in relation to their properties, thereby allowing users to select the most suitable biochar for a specific soil application; for example, nutrient-rich and high CEC biochars could potentially be applied to degraded, nutrient-poor soil, or biochars with high acid-neutralising capacity could be applied to alleviate soil acidity. However, further research on the forms and bioavailability of nutrients present in biochar is required. Due to the presence of water-soluble salts and calcite in biochars, some of the routinely used laboratory procedures for soil analysis are not suitable for biochar characterisation.

The results of investigations undertaken to characterise and analyse more than 70 biochars produced from different feedstocks and under different production conditions were summarised in fig. 1 by Krull (2010).

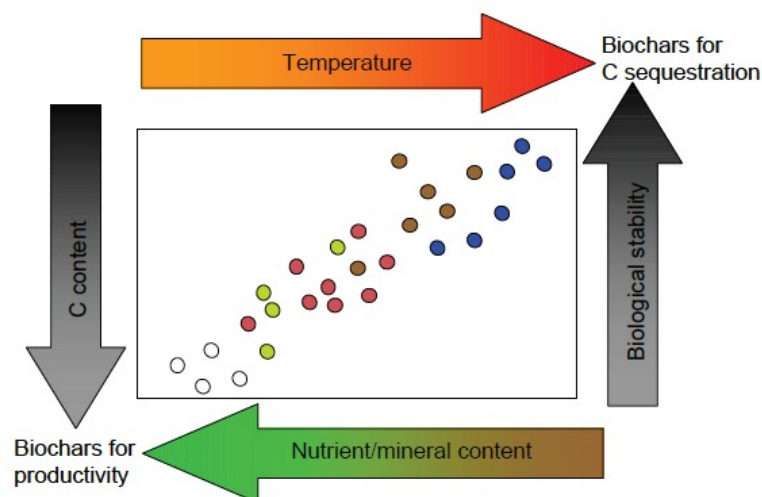


Fig. 1. Biochars produced from different feedstocks (coloured circles) and at different temperature vary in their properties (Krull 2010).

Research scientists are currently using a large range of analytical techniques to understand the structure, composition and interactions of biochar materials. The chemical structural aspects of biochar can be characterised spectroscopically, microscopically or by chemical-thermal analysis. Chemical characteristics of biochar can be assessed using standard chemical and agricultural soil testing, although some methods require modification.

Soil contains bacteria and mineral nutrients that help plants grow. Biochar contains minerals as well, that are beneficial to plant growth and makes it beneficial as a fertiliser. Different biochar compositions could provide optimum minerals depending on the soil composition. In general, the composition of biochar is a function of:

- Biomass
- Cellulose, hemi-cellulose, lignin, and ash content
- Particle size
- Pyrolysis temperature
- Pressure
- Residence time
- Heating rate
- Accessory properties

It should be taken into account that testing the chemical composition of biochar will not give the direct answer whether a given composition will be optimal or not, because it is the physical structure and nature of biochar that is an important additional factor. If diamonds (carbon) were added to the soil they wouldn't provide a great yield.

To conclude there is need for a case-by-case assessment of the chemical and physical properties of biochar prior to its application into soil. Relating the adverse effect of a particular constituent (or its concentration) of biochar to a desirable biochar application rate is difficult, as the exact biochar composition is often not provided. It has been indicated that the full knowledge on the composition of biochar as a soil amendment, and the way it is influenced by those parameters, as well as the implications for soil functioning, is still scarce (Verheijen et al. 2009).

2.3 METHODS OF SPREADING AND MIXING BIOCHAR INTO SOIL

The collection and incorporation of biochar into agricultural soils is a logistical and technological challenge that has not been explored in great detail, and is in need of innovation. Key stages in this “application” of biochar are: (1) preparation for application in terms of particle size, density and water content, etc., (2) transportation from storage to the soil surface, followed by spreading, and (3) physical incorporation into the top and deeper soil. Only the last stage is considered in this report.

The following factors influence the appropriate methods and techniques for the application of biochar to soil (Shackley & Sohi 2010):

- The physical properties of biochar, namely its specific gravity, bulk (effective or product) density, particle size (as a mechanical consideration and in terms of a health issue, i.e. the dust fraction).
- The physical constraints of the cropping system to which biochar is applied, e.g. field scale row crops versus raised bed horticulture or soft fruits, tillage regime and phases in a mixed rotation.
- In reality, the mechanical equipment available to the farmer and its cost-structure will also impact on the techniques that can be employed by a particular enterprise. By integrating application into the normal agricultural timetable, e.g. immediately before a ploughing, harrowing, disking or drilling operation in arable systems, the incorporation incurs fewer additional costs (Shackley & Sohi 2010). This is also necessary to avoid losses from soil surface by erosion.
- The techniques for application of biochar to soil have rarely been investigated to date. The effectiveness of applications of composts, animal manures or mineral fertilisers is known to vary significantly whether they are incorporated or surface applied, banded or broadcast, and similar responses can be expected to the method of biochar application (Blackwell et al. 2009).
- The method for biochar incorporation into the soil may potentially modify the structure and the particle size of biochar, and this may affect the mineralisation rate (Joseph et al. 2010). Some authors (Kuzyakov et al. 2009, Nocentini et al. 2010) suggested that the destruction of aggregates and exposure of native organic matter to microbial attack facilitated the co-metabolic decomposition of biochar. Most of the common methods used to date (spreading and incorporation with rotary plough, deep banding) involve the incorporation of large volumes of biochar (more than 5 ton ha⁻¹) into the soil to a depth of 60-100 mm (Blackwell et al. 2009, Major et al. 2009).

Biochar can be applied to an entire area mechanically, by spreaders and particularly well fit should be equipments for lime fertilisers (liming materials), by hand or with the assistance of draft animals. Incorporation can be achieved by hand hoe, animal draft during primary and secondary tillage, or by mechanical ploughing or disking and incorporation to a suitable depth. The goals of uniform topsoil mixing of biochar range from improvement of soil fertility, especially improvements to CEC, water-holding capacity and beneficial soil biology to adsorption of leachable pesticides and

reduction of greenhouse gas emissions. During uniform topsoil mixing, a significant proportion of biochar may be lost as dust due to its low density, with possible negative effects on human health. Risks may be reduced by dust control techniques during transport and storage. Inversion mould-board ploughing may create deep layers of biochar and may fail to mix the biochar evenly throughout the topsoil. Offset disc ploughs will generally provide better mixing, and disking prior to ploughing is also highly recommended. The influence of deep tillage on the soil structure varies according to the type of tillage, the soil water content at tillage and the soil type (Coulouma et al. 2006). Risk of poor mixing will be reduced if the tillage system is checked for uniformity and suitability of mixing using test runs.

Erosion risks from wind may exist for biochar applied to sandy soils and from water in clayey and compacted soils, but no quantitative information is available. Conservation agriculture methods, which help to maintain a protective soil surface cover, will help to reduce erosion risk. Knowler & Bradshaw (2007) described these methods and their adoption for many climatic regions. For example, leaving crop residues on the soil surface or growing cover crops and applying green manures maintain surface cover that decreases concerns about wind or water erosion of biochar. Risk of erosion will also be minimised if sufficient anchored ground cover (approximately 50 percent) is retained by using conservation tillage systems. Schuller et al. (2007) provided evidence of a 43 percent reduction of cropping area prone to erosion on a 10 percent slope in Chile by the adoption of no-tillage instead of regular cultivation. A compromise between the need for mixing the topsoil and cover retention may be achieved by employing partial incorporation with disc cultivators set at a shallow angle and working through a standing crop residue. The use of disc methods instead of tines causes fewer disturbances and improves coverage of the biochar, as shown for manures (Rahman & Chen 2001), and may therefore also reduce risk of biochar dust formation.

Composts and manures are commonly used in organic agriculture, and biochar can be applied to composting biomass to accelerate the composting process (Yoshizawa et al. 2007). Biochar also reduces possible odour from organic nutrient sources (Kleeberg et al. 2005), acting as an adsorbent, active coal. Reduction of odour may be achieved by intimate mixing of compost and manure with biochar or even by pelleting together with a suitable fixing agent for easier handling.

The compost or manure mixed with biochar can be applied by uniform topsoil mixing or can also be top-dressed between rows without incorporation. Deep banding of compost and biochar mixtures in the soil may be achieved by topdressing the mix into suitable trenches or holes prepared by tillage machinery, livestock-drawn ploughs or hand hoes. When the biochar is incorporated, the soil is levelled and the mixture covered. This procedure will ensure that the biochar is concentrated in the rhizosphere.

Biochar may be applied to the soil surface in a uniform layer or in bands after suitable combination with liquid manures or slurries; there is currently no published evidence of this being successful. Losses from surface soil from these supplies are highly probable. Incorporation is similar to the one described for uniform topsoil application above, as well as for possible localised incorporation in or between rows with strip tillage using tines or discs. The main motivation for this type of application includes the reduction of odour from manures (Kleeberg et al. 2005), retention of phosphorus in liquid manures (Lehmann 2007) and reduction of dust formation.

It may be advisable to avoid application to bare soil, especially on sloping land with risk of surface erosion following heavy rain. Use of disc openers with injectors will

minimise water erosion risks. At the correct concentration, biochar may reduce odour; otherwise, safe distances and preferential wind directions may have to be observed as operating guidelines (Shackley & Sohi 2010). Odour of the mixture during handling and application may cause environmental concerns if the biochar is insufficient to reduce odours.

Deep banding is very compatible with the layout of many crop and tree plantings and may also be a useful method for pastures. The main motivation for applying biochar by such deep-banding methods include the placement of the biochar into the rhizosphere for improved efficiency to increase crop growth, as well as reducing the risk of erosion (Shackley & Sohi 2010).

Biochar is applied in bands of about 50 mm to 100 mm wide, with a spacing of approximately 200 mm to 600 mm and at a suitable depth that is compatible with the particular cropping system. In certain cases it is possible to deep band the biochar alongside established plants, especially perennial crops, where plant disturbance may be a problem and ploughing is not possible (Shackley & Sohi 2010).

For such deep banding, pneumatic systems are commonly used in industrialised agriculture, often with belt-driven feeds from supply hoppers at rates of greater than 500 kg ha⁻¹ applied to the whole area. If biochar is applied at 1 ton ha⁻¹ calculated for the entire field in bands 100 mm wide using 300 mm row spacing, the effective application rate in the bands themselves is 3 ton ha⁻¹ (Shackley & Sohi 2010). Dustiness and humidity may induce blockages in pneumatic systems. Investigations are required to avoid negative effects on biochar from suspension agents for liquid delivery.

Some environments and agricultural systems make mechanical access or soil movement difficult or undesirable, such as in no-till cropping systems, established pasture systems, forests or perennial cropping systems. In such cases, biochar may be applied to the surface manually or by disc or rotating hammer spreaders. Dust blowers may be tested for application to well-established forests with dense understorey. Subsequent leaf fall, macro-faunal activity and 'illuviation' by rain and water infiltration may incorporate the biochar into the topsoil. It is not clear how rapidly biochar moves into sub-soils; the fact that large proportions of biochar are found at depth suggests a significant vertical transport. Especially with top-dressing, protection against wind and water erosion is required, including managing risks for human health through dustiness. These may be addressed by appropriate pre-treatment of biochars, such as pelleting and ground cover management as discussed above.

The list of methods and their characteristics in tab. 3 shows that some methods are relatively well understood, such as mechanical incorporation into topsoil, because they have been part of agricultural technology for a long time to include other soil amendments, such as manures or composts. Other methods are mainly at the concept stage (e.g. blowing biochar into established forests). Depending upon the objectives of a particular biochar system, the appropriate application technique should be chosen. Table 3 also provides a road map for further development of application methods. Development should target those techniques that can be rapidly brought to commercial application, whereas research may be primarily aimed at testing the feasibility of the less-developed techniques.

Table 3. Summary of methods of incorporating biochar within soil, their characteristics and knowledge gaps (Blackwell et al. 2009)

Method	Purpose ¹	Biochar limitations ²	Solutions ³	Farming system limitations ⁴	CO ₂ emission risk ⁵	Solutions	Inadequate knowledge
Uniform topsoil mixing	A, P, S	D, DU, H	P?, SHS, DC	E, poor mixing, EC	High	• Check tillage • Maintain cover • Check gross margins	• Pelletizing • Long-term effects • Health and safety
Forming deep layers	A, P, S	D, DU, H	P?, SHS, DC	E, over-mixing, EC	High	• Check tillage • Maintain cover • Check gross margins	• Pelletizing • Long-term effects • Health and safety
Addition to composts and manures	A, P, S	D, DU, H	DC, SHS	E,O, L (?)	High?	• Maintain cover • Odour control systems	• Biochar/composting interactions
Adding to slurries or liquid manures	A, P, S	D, H	SHS	E,O, EC	Low	• Check mixing risks • Odour control systems	• Mixing effects on flow • Mixing and suspension agent effects on beneficial biochar properties
Deep banding	A, P, S	D, DU, blockages H	P, DC, SHS Correct design and suspension agents	E, EC,D	Low, more with pelletizing	• Check design of carrier system • Maintain cover/use disc systems for tillage	• Pelletizing • Mixing and suspension agent effects on beneficial biochar properties
Top dressing	A, P, S	D, DU, H	P, DC, SHS	D	Low, more with pelletizing	• Develop safe handling systems for the environment	• Pelletizing • Air-blowing systems
Remediation of mature trees	R, S	D, DU, H	P, DC, SHS	L?	High		• Understanding the processes and health risks
Ecological delivery	A, S	?	?	?	Low	?	• Understanding the processes

Notes with code explanations:

- ¹ Purpose: A = agricultural profitability; P = pollution control; R = re-vegetation; S = sequestration.
- ² Biochar limitations: D = density; DU = dustiness; F = fire hazard; H = health hazard.
- ³ Physical solutions: DC = dust control; P= pelletizing; SHS = safe handling systems.
- ⁴ Farming system limitations: EC = economic cost; L = availability of labour; E = erosion; O = odour; (?) and () indicate uncertainty and partial application.
- ⁵ CO₂ emission risk is also compared between the methods to help clarify total sequestration potential in a full carbon life-cycle analysis.

Several regimes for biochar deployment can be envisaged (Shackley & Sohi 2010): e.g. an initial application at a high rate, followed by regular (not necessarily annual) applications in order to maintain shorter-term effects (e.g. up to 30 ton ha⁻¹ initially, 5 ton ha⁻¹ thereafter, e.g. every 5 year). An alternative would be annual low-rate applications that resulted in a gradual building of biochar soil concentrations until appreciable benefits are attained (e.g. 1–10 ton ha⁻¹ yr⁻¹).

Shackley & Sohi (2010) concluded that the return on the former strategy might be more rapid, but over a smaller area with a greater financial outlay, and potentially greater logistical challenges; trafficking on the soil also presents risks for soil structure. The latter might provide slower accrual of soil benefits, but the up-front costs would be less, and existing farm machinery could be used for deployment of biochar, possibly on a more *ad hoc* basis. Low-rate supplies would still be more costly because they involve more time and in fact more current trafficking.

2.4 ASSESSING ADVANTAGES AND DISADVANTAGES WHEN MIXING NH₃ AND OTHER N COMPOUNDS INTO BIOCHAR

Despite the recent interest in the use of biochar in agriculture, its current use is still limited. In this regard, an obvious positive attribute of biochar is its nutrient value, supplied either directly by providing nutrients to plants or indirectly by improving soil quality, with consequent improvement in the efficiency of fertiliser use. As a measure of the direct nutrient value of biochars, it is not the total content, but rather the availability of the nutrient that is an important consideration. The total content of nutrients is not an appropriate indicator of the availability of nutrients as only a fraction of the total content is immediately available or is readily converted to available forms for uptake by plants (Chan & Xu 2009).

An example of the indirect nutrient value of biochar is its ability to retain nutrients in the soil and, therefore, to reduce leaching losses, resulting in increased nutrient uptake by plants and higher production. Another example of the indirect nutrient value of biochars is the removal of soil constraints limiting plant growth and production (comparable to the use of lime to overcome soil acidity, with resulting improvement in fertiliser-use efficiency and increases in plant production).

The composition of biochars depends upon the nature of the feedstocks and the operating conditions of pyrolysis. Most of the research on pyrolysis of biomass has focused on energy and fuel quality. Furthermore, information on the nutrient content and properties of biochars used in agronomic studies has not always been included in the reporting of experimental results, making it difficult to assess the agronomic values of used biochars. Table 4 summarises total elemental composition as well as the pH of biochars as recorded in the various studies (Chan & Xu 2009).

Table 4. Nutrient contents, pH and carbonate contents of biochars (Chan & Xu 2009).

Biochar feedstocks	pH	C g kg ⁻¹	N g kg ⁻¹	C/N	P g kg ⁻¹	K g kg ⁻¹	P ¹ mg kg ⁻¹	N-min ² mg kg ⁻¹	CO ₃ ³ %	Prod. cond itions	References
Wood	– ⁴	708	10,9	65	6,8	0,9	–	–	–	By local farmers	Lehmann et al. (2003)
Green wastes	6,25	680	1,7	400	0,2	1,0	15	<2	<0,5	450°C	Chan et al. (2007b)
Poultry litter	9,95	380	20	19	25,2	22,1	11 600	2	15	450°C	Chan et al. (2007b)
Sewage sludge	–	470	64	7	56	–	–	–	–	450°C	Bridle & Pritchard (2004)
Unknown	9,66	905	56,4	16	2,7	51	–	–	–	Unknown	Topoliantz et al. (2005)
Broiler litter	–	258	7,5	34	48	30	–	–	–	700°C and steam activated	Lima & Marshall (2005)
Broiler cake	–	172	6,0	29	73	58	–	–	–	700°C and steam activated	Lima & Marshall (2005)
Bark of Acacia mangium	7,46	398	10,4	38	–	–	31	–	–	260°C–360°C	Yamato et al. (2006)
Rice straw	–	490	13,2	37	–	–	–	–	–	500°C	Tsai et al. (2006)
Sugarcane bagasse	–	710	17,7	40	–	–	–	–	–	500°C	Tsai et al. (2006)
Coconut shell	–	690	9,4	73	–	–	–	–	–	500°C	Tsai et al. (2006)
Oil mallee (<i>Eucalyptus</i>) tree after oil extraction	8,4	340	12	28	1,2	7,0	–	–	–	'Moki' method	Blackwell et al. (2007)
Soybean cake	–	590	78,2	7,5	–	–	–	–	–	550°C	Uzun et al. (2006)
Eucalyptus deglupta	7,07	824	5,73	144	0,6	–	49,5	–	–	350°C	Rondon et al. (2007)
Range	6,2–9,6	172–905	1,7–78,2	7–400	0,2–73	1,0–58	15–11 600	0–2	<0,5–15		
Mean	8,1	543	22,3	67	23,7	24,3	–	–	–		
Percentage CV ⁸	18	40	110	152	118	96	–	–	–		

Notes:

- ¹ Plant available P.
- ² Mineral N (extractable nitrate plus ammonium).
- ³ Carbonate content as a percentage of oven dry weight of biochar.
- ⁴ Data not available.
- ⁵ pH measured in 0,01 M CaCl₂.
- ⁶ pH measured in 1 M KCl.
- ⁷ pH measured in de-ionised water.
- ⁸ CV = coefficient of variation.

From this limited data set, the most striking feature is the high variability of all parameters, with the exception of pH.

Considering the enhancement of biochar with NH_4^+ and N compounds it should be taken into account the evident influence of feedstock. Total N contents of biochars from sewage sludge – 64 g kg^{-1} (Bridle & Pritchard 2004) and soybean cake – $78,2 \text{ g kg}^{-1}$ (Uzun et al. 2006) were much higher than those from pure plant origins (e.g. green wastes) – $1,7 \text{ g kg}^{-1}$ (Chan et al. 2007b). Compared to other forms of organic amendments commonly used in agriculture, both total N and P contents of biochars cover ranges that are wider than those reported for the whole spectrum of typical organic fertilisers. It is important to note that the same type of feedstock can produce very different biochars.

It is equally important to point out that the total elemental content of many nutrients, especially organically bound nutrients do not necessarily reflect the actual availability of these nutrients to plants. Despite a high total N content of 6,4 %, biochar produced from sewage sludge was found to have negligible mineral N (ammonium-N + nitrate-N) (Bridle & Pritchard 2004).

There is a loss of total N in biochar at higher temperatures of pyrolysis (Chan & Xu 2009), that is also accompanied by a change in the chemical structure of the remaining N in the biochar (fig. 2).

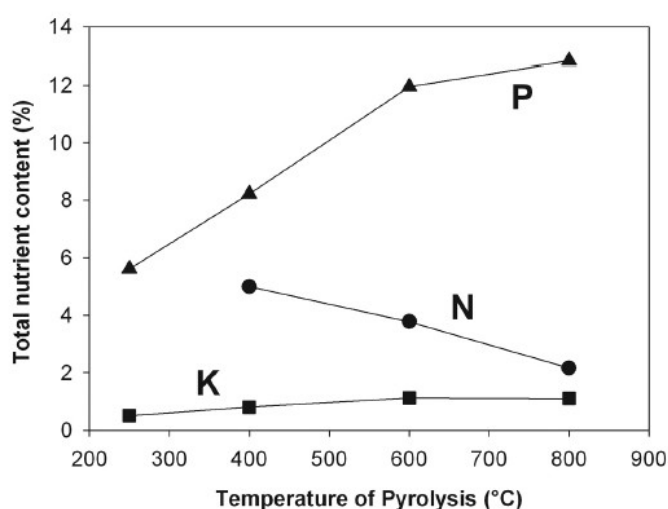
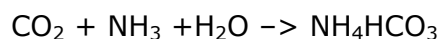


Fig. 2. Changes in total N, P and K concentrations in biochars produced from sewage sludge at different temperatures (Chan & Xu 2009).

Generally, there is reason to question production of biochar from nutrient rich feedstocks. Such feedstocks will have substantial losses during pyrolysis and these feedstocks could have been used directly or composted as organic fertilisers in agriculture.

Recently, Day et al. (2004, 2005) investigated the production of an N-enriched biochar. The novel system produced biochar and synthetic gas (mainly H₂ and CO₂) from biomass, and a NH₄HCO₃-biochar (nitrogen-enriched char) was then formed when the ammonia is combined with the biochar, H₂O and CO₂ at atmospheric pressure and ambient temperature. In the ammonium carbonation process (Li et al. 2003):



biochar acts as a catalyst and the ammonia required for the process can be produced either from the hydrogen gas (H₂), a co-product of biochar formation or purchased from outside sources. The product is an N-enriched biochar fertiliser with fibrous deposits of ammonium carbonate permeating inside the fine pore structure of the biochar (Day et al. 2005).

The char materials produced in this process contained a significant amount of non-decomposable carbons such as the elementary carbons that could be stored in soil as sequestered C. Furthermore, the carbon in the char was in a partially activated state and was highly absorbent. Thus, when used as a carrier for nitrogen compounds (such as NH₄⁺, urea or ammonium bicarbonate) and other plant nutrients, the char formed a slow-release fertiliser that was assessed as an ideal for green plant growth (Day et al. 2005). Day et al. (2005) concluded that a combined NH₄HCO₃-char fertiliser was probably the best product to maximise sequestration of C into soils while providing slow-release nutrients for plant growth.

The effectiveness of such a product as a slow-release N fertiliser in term of availability, crop production and reduction in leaching losses has not been tested in the field. However, the value of N-enriched lignin produced using chemical reactions between ammonia and lignocellulosic matrices as a slow-release N fertiliser has been demonstrated (Ramirez et al. 1997). Furthermore, Ramirez et al. (1997) reported that the soil fertilised with N-functionalised lignin showed lower amounts of nitrate in percolating water than soil fertilised with inorganic fertiliser (ammonium sulphate).

Macroalgae (seaweed) have a long history of being used as a soil conditioner and fertiliser base. Liquid seaweed extracts obtained from brown algae are already exploited commercially as fertilisers or as a base for related products. Seaweeds contain important trace elements as well as biologically active compounds, principally cytokinins, which promote growth. The residues from the extraction processing have also been investigated as soil conditioners. Ross et al. (2010) studied the properties of biochar produced from seaweed or from its residues after extraction of valuable components.

The addition of seaweed meal to soils increases water retention due to the alginates, this ability might be reduced after pyrolysis. The addition of seaweed meal initially results in nitrogen deficiency followed by a large augmentation of nitrogen. Biochar containing adsorbed nitrogen may increase nitrogen availability. The nitrogen compounds in the bio-oil may have beneficial properties if left adsorbed onto the biochar. Lower temperature biochars have higher N loading (Ross et al. 2010).

Biochar efficiently adsorbs ammonia (NH₃) according to Oya & Iu (2002) and Iyobe et al. (2004), and acts as a binder for ammonia in soil, therefore having the potential to decrease ammonia volatilisation from soil surfaces.

When applied to soil, biochar may interact with nitrogen reducing off-site pollution in two ways (Lehmann 2007): firstly, by retaining nitrogen and phosphorus in the soil, and lowering the amount of soil nutrients leached into groundwater or eroded into surface waters. Secondly, biochar would reduce pollution by improving nutrient retention in the topsoil, thereby reducing the amount of fertiliser needed to grow a crop. Nitrogen fixation improved significantly by moderate rates of biochar additions (Rondon et al. 2007). The reason for the improved biological nitrogen fixation (BNF) was mostly an effect of the improved availability of B and likely of Mg, and to a lesser extent, a decreased N availability at C/N ratios of 24-35 and increased availability of K, Ca and P, and higher pH as well as lower Al saturation. The reason for a drop in BNF as well as biomass production (though not yield) at high biochar application rates is less clear, but may be related to a low N availability and consequently low photosynthetic production. These results demonstrate the potential for increasing the N input by BNF into agroecosystems in highly weathered and acid soils by biochar applications (Rondon et al. 2007).

Biochar additions generally suppressed observed N_2O production, with the exception being high nitrogen compost-amended biochar, which increased N_2O production (Spokas & Reicosky 2009).

Wisnubroto et al. (2010) applied biochars produced from biosolids (BS) and from a mixture of biosolids and green waste (BG) (50:50 mass basis) in doses 0, 1,5, 5,0 and 10,0 tons ha^{-1} for treatments without nitrogen fertilisers and 0, 1,5, 5,0 and 20,0 tons ha^{-1} for treatments with nitrogen fertilisers on sandy soils in New Zealand. The biochar was mixed into the top 12 cm of the soil (total depth was 27 cm). The results have proved that the addition of ash-rich biochar to these soils would potentially improve physical properties, nutrient supply and retention.

Gathorne-Hardy et al. (2009) aimed to investigate the impacts of different rates of biochar on cereal growth within temperate agriculture, and specifically the interaction of biochar and nitrogen fertiliser. In 2008 a semi-randomised block design was established using spring barley on light soils with five levels of biochar (0, 5, 10, 20 and 50 tons ha^{-1}) and 5 levels of N (ammonium nitrate) fertiliser (0, 25, 50, 70 and 100 kg N ha^{-1}). Each biochar level was tested against each N level, giving 25 treatments. Each treatment was repeated 5 times. Other nutrients were supersaturated on all plots. Addition of 50 tons ha^{-1} of biochar increased the total yield by approximately 30% when high levels of N were used.

Studying the impacts of different rates of biochar on cereal growth within temperate agriculture, and specifically the interaction of biochar and nitrogen fertiliser Gathorne-Hardy et al. (2009) stated that the results showed no significant effect of yield for biochar alone, but did show a significant interaction ($p = 0,055$) between biochar and N fertiliser. Biochar appeared to increase the nitrogen use efficiency. At the same time results showed no significant effect of yield for biochar alone (Fig. 3).

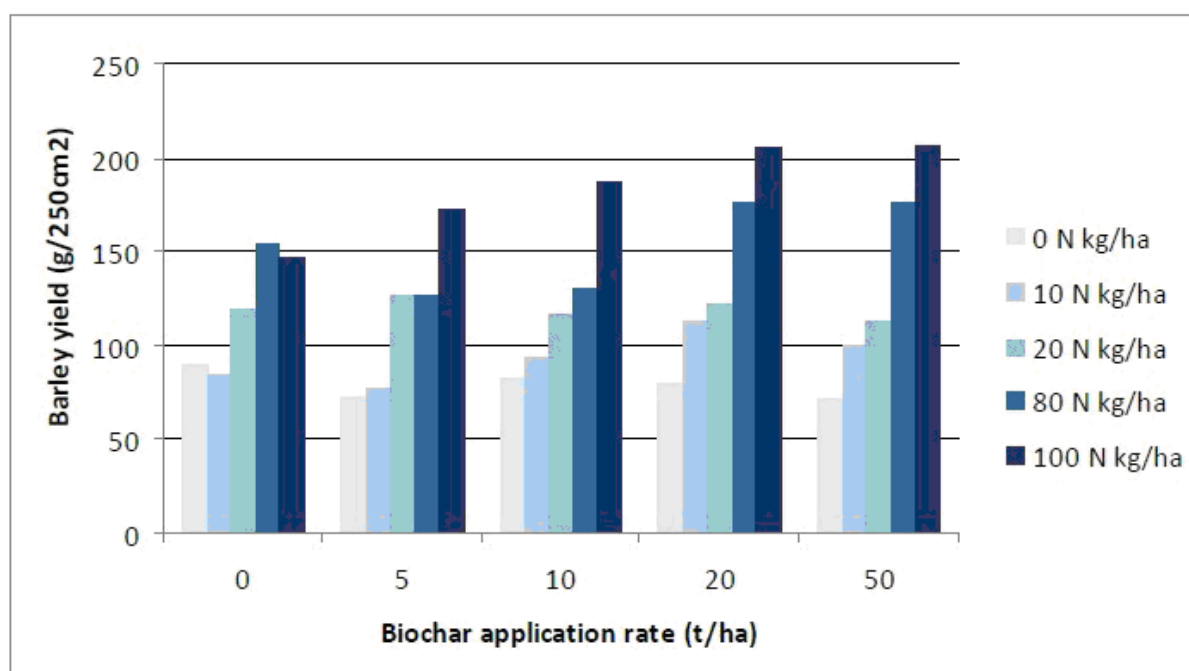


Fig. 3. The effect of different levels of biochar, N fertiliser, and their interactions on barley yield (Gathorne-Hardy et al. 2009).

Chan et al. (2007a) undertook the experiments to investigate an impact of biochar made from green waste on radish production. It was found that in the absence of nitrogen fertiliser, application of biochar made from green waste did not increase the dry matter (DM) production of radish even at the highest rate (100 tons ha^{-1}) (tab. 5).

Table 5. Dry matter production of radish with and without nitrogen fertiliser as a function of rate of biochar (Chan et al. 2007a).

Char rate tons ha^{-1}	Dry matter of radish, g pot^{-1}	
	N	no-N
0	1,95	1,0
10	1,37	0,5
50	3,72	1,0
100	4,48	1,22

Instead, at 10 tons ha^{-1} of biochar, yield was slightly depressed compared with the nil biochar control. With the addition of nitrogen fertiliser (100 kg N ha^{-1}), significant increases in radish yield were observed in all the biochar treatments (including the nil biochar control), and there was a significant interaction between biochar application rates and nitrogen fertiliser addition (Chan et al. 2007a).

2.5 ASSESSING ADVANTAGES AND DISADVANTAGES MIXING ORGANIC FERTILISERS INTO BIOCHAR: DIFFERENT TYPES OF COMPOST, BIO RESIDUES, FYM (FARM YARD MANURE)

Biochar is not really a fertiliser in the strict sense of the word and it does not replace the need for fertilisers. It is, however, a soil (structuring) element that helps to maintain the natural fertility of the soil, or reduces a soil's depletion rate. In this sense, biochar can replace the need for some fertilisers. Field trials demonstrate that biochar often functions as effectively as an organic or an inorganic fertiliser (Rademakers 2010).

If biochar is mixed with decomposable organic material, such as compost, weathering reactions (e.g. C oxidation, dissolution of mineral components) during storage are enhanced (Yoshizawa et al. 2007, Dias et al. 2010).

Poultry litter (PL) is a potentially underused fertiliser because it contains appreciable amounts of N, P, K and micronutrients. However, treatments like composting to reduce potential pathogens, weed seeds, and odour often result in high losses of N through NH_3 volatilisation. Biochar (BC) has been shown to act as an absorber of NH_3 and water-soluble NH_4^+ and might therefore reduce losses of N during composting of manure. Steiner et al. (2010) studied three PL compost mixtures that consisted of PL without added BC (BC0), PL + 5% BC (BC5), and PL + 20% BC (BC20). The BC was produced from pine chips and used without further modifications. Results showed no difference in PL mass loss with BC addition. Moisture content decreased, pH increased significantly, and also H_2S emissions were reduced with BC20 compared with BC0. These results have indicated a faster decomposition of PL if amended with BC. Ammonia concentrations in the emissions were lower by up to 64% if PL was mixed with BC (BC20), and total N losses were reduced by up to 52% (Steiner et al. 2010). Biochar addition during composting did not change the effective C/N ratio because biochar carbon was largely unaffected by microbial decomposition. Therefore, mineralisation rates of labile C remain high, and the BC component of the compost provides enhanced durability when applied as a soil amendment with important implications for C sequestration (Steiner et al. 2010). A high mineralisation intensity and conservation of N are favourable for composting, in particular for composting N rich manures. Biochar might be an ideal bulking agent for composting N-rich materials.

Starting from the theoretical point, that biochar as a soil amendment technology is identified as having the highest potential to store carbon in Norwegian agricultural soils, but lacking field testing in Norway to back up the claims of agronomic benefits, O'Toole (2010) carried out experiments in an attempt to provide data useful for agriculture in Norway. The effects of biochar additions on the growth of perennial rye grass (*Lolium perenne* L), soil water holding capacity, partial factor productivity, nutrient uptake, pH and soil bulk density were tested.

Different volumes of wheat-straw biochar were mixed with 2-mm-sieved silty sand from the A_p horizon of a *Fluvic cambisol* collected from Utne farm, Rygge county, Norway. These *Cambisols* are common alongside water ways in Eastern Norway and are well suited for agriculture because they are free draining, easy to plough, and due to a high silt fraction, have good water holding capacity (O'Toole 2010). This soil was chosen as there have been problems in this area with the release of phosphorus from agricultural lands to the nearby fresh water lakes.

The three treatments consisted of:

1. Control – Nil biochar,
2. 10% Volume biochar (equivalent to 16,7 ton ha⁻¹)
3. 30% Volume biochar (54 ton ha⁻¹).

The four fertilisation rates applied to the treatments were:

1. Recommended rate for perennial rye grass (240 kg N ha⁻¹)
2. 20% more than the recommended rate (288 kg N ha⁻¹)
3. 20% less than the recommended rate (192 kg N ha⁻¹)
4. 40% less than the recommended rate (144 kg N ha⁻¹)

According to O'Toole (2010), biochar amendments up to 54 ton ha⁻¹ did not significantly increase biomass yields. However, a slight decrease in yield with biochar addition was observed when N-fertilisation was 40% lower than recommended rates. At standard N application rates, biochar application consistently decreased Ca and Mg concentrations of ryegrass plants, and increased K. Reduced plant N concentrations were also observed at the first two harvests, while no significant effect was observed on plant P concentrations. Biochar applications of 30% volume had significantly higher partial factor productivity, suggesting that they were more efficient at using N for the production of biomass. Soil water holding capacity increased significantly with greater additions of biochar. It was concluded that to achieve best results, fresh biochar should be first mixed with manure or compost before being applied to soil (O'Toole 2010).

Optimal fertility can be obtained by combining enrichment of biochar (typically from 1 up to 5 kg of biochar with a granularity smaller than 2 mm per m² of soil) with a complementary traditional fertilisation (compost, manure etc.) bringing the essential microelements to 'nest' there (Braun 2008).

CSIRO and the University of Western Australia presently carry out a project purposed to help farmers to make informed decisions about biochar use and its potential to improve soil nutrient health and crop productivity. The specific aim is to optimise fertiliser use through the combination of biochar application and conventional fertilisers (Krull 2010).

It was demonstrated by Kimetu & Lehmann (2010) that stabilisation of biochar was an important process in soil that influenced its residence time, and was therefore dependent on existing soil organic matter. The data indicated that not only the stability but also the stabilisation of biochar exceeded those of a labile organic matter addition such as green manure. Greater increases in total soil organic carbon and greater stabilisation of added C could be attained with biochar due not only to greater amounts of undecomposed organic carbon but to greater incorporation into more stable soil fractions. Biochar resulted in reduced mineralisation losses of existing soil C, which is most likely a result of greater stabilisation of the pre-existing C. The mechanisms have remained unclear and required further studies. Particularly, the mechanisms by which soil mineralogy and texture interact with biochar and affect cycling of pre-existing soil C and microbial communities have warranted further research (Kimetu & Lehmann 2010).

The result of the study undertaken by Yeboah et al. (2009) has shown the benefits of combined application of cattle manure and biochar for better maize crop production. Yeboah et al. (2009) experimented with a biochar dose of 3 tons ha⁻¹ on sandy loam and silt loam soils applying this dose alone or combining it with mineral and organic fertilisers. The results showed that N recovery can be improved by biochar

application to sandy loam soil but not silt loam soil suggesting soil textural effect in the effectiveness of biochar application for soil productivity.

Biochar-based soil management has not been fully exploited in the tropics. In a greenhouse study, two soil types (sandy loam and silt loam soils) and 6 treatments namely: 3 tons ha⁻¹ biochar, 120 kg N ha⁻¹, 120 kg N ha⁻¹ + 3 tons ha⁻¹ biochar, 4 tons ha⁻¹ of carbon as cattle manure, 4 tons ha⁻¹ of carbon as cattle manure + 3 tons ha⁻¹ biochar and control un-amended soil were evaluated for soil productivity by Yeboah et al. (2009). The treatments had three replicates. Maize variety "mamaba" was the test crop. Weekly development in plant height is given in tab. 6, showing favourable development for biochar application at Ayuom, but not at Kwadaso. Shoot dry mass ranged from 41 to 45 g pot⁻¹ in the sandy loam soil at Ayuom and 28 to 35 g pot⁻¹ in the silt loam soil at Kwadaso (tab. 7). Shoot dry mass was significantly ($P < 0,001$) higher in the sandy loam soil than in the silt loam soil. Soil pH declined in both soils (tab.8). Biochar resulted in N recovery of 4 and 5% in maize shoot and root respectively on the sandy loam soil but caused less N recovery on the silt loam soil (tab. 9).

Table 6. Effect of soil amendments on weekly plant height at Kwadaso and Ayuom (Yeboah et al. 2009).

	Week 1		Week 2		Week 3		Week 4		Week 5		Week 6	
	Site		Site		Site		Site		Site		Site	
Treatment	Kwa-daso	Ayuom	Kwa-daso	Ayuom	Kwa-daso	Ayuom	Kwa-daso	Ayuom	Kwa-daso	Ayuom	Kwa-daso	Ayuom
Control	10,52	22,62	40,25	57,15	58,93	79,78	78,20	99,60	97,40	123,10	107,50	136,80
3 tons ha ⁻¹ Biochar	10,30	22,52	40,53	54,23	58,58	78,92	78,60	91,10	103,5	121,40	117,10	135,30
120 kg N ha ⁻¹	14,97	24,35	41,25	58,70	59,93	81,25	75,40	96,30	94,50	118,00	122,60	136,40
3 tons ha ⁻¹ Biochar + 120 kg N ha ⁻¹	12,10	21,95	34,35	55,75	46,10	82,18	56,60	100,40	76,30	122,50	106,80	139,20
4 tons ha ⁻¹ Manure	20,45	21,93	52,55	57,37	68,46	80,03	88,90	97,10	111,10	119,90	121,80	134,10
4 tons ha ⁻¹ Manure + 3 tons ha ⁻¹ Biochar	15,25	22,17	46,92	53,50	65,15	78,10	87,50	97,30	112,00	119,80	126,00	133,90
Biochar												
LSD (0,05)	3,44		4,42		6,78		10,24		13,33		8,20	
Site LS (0,05)	1,99		2,55		3,92		5,91		7,70		4,74	
Site x Treatment Lsd (0,05)	4,87		6,25		9,59		14,48		18,85		11,60	
CV	8		7,5		8,2		9,8		10,2		5,4	

Table 7. Shoot and root dry weight from the Ayuom and Kwadaso experimental sites at 6 weeks after planting (Yeboah et al. 2009).

	Site			
	Ayuom		Kwadaso	
	Biomass yield (g pot ⁻¹)			
Treatment	Shoot	Root	Shoot	Root
Control	40,69	2,46	31,53	1,63
3 tons ha ⁻¹ Biochar	41,59	3,30	30,17	1,06
120 kg N ha ⁻¹	41,25	2,06	29,94	1,52
120 kg N ha ⁻¹ + 3 tons ha ⁻¹ Biochar	44,98	3,03	28,10	0,77
4 tons C ha ⁻¹ cattle manure	42,25	3,50	33,57	2,01
4 tons C ha ⁻¹ cattle manure + 3 tons ha ⁻¹ Biochar	42,34	3,24	35,32	2,12
Lsd (0,05)	3,53	0,93	3,53	0,93
CV	8,0	35,2	8,0	35,2

Table 8. Influence of soil chemical characteristics after 6 weeks of planting (Yeboah et al. 2009).

a. Ayuom									
Treatment	Soil pH	Orgc. C	%N	Na	K	ECEC	Ex Acidity	TEB	BS
Control	5,49	1,23	0,16	0,09	0,16	4,99	0,12	4,87	97,20
Control + 3 tons ha ⁻¹ Biochar	5,49	1,33	0,18	0,10	0,18	7,41	0,10	7,31	98,63
120 kg N ha ⁻¹	5,22	1,26	0,19	0,09	0,16	6,83	0,18	6,66	97,57
120 kg N ha ⁻¹ + 3 tons ha ⁻¹ Biochar	5,23	1,34	0,18	0,11	0,20	7,76	0,25	7,51	96,78
4 tons ha ⁻¹ Manure	5,53	1,23	0,20	0,08	0,16	6,83	0,09	6,74	98,63
4 tons ha ⁻¹ Manure + 3t ha Biochar	5,54	1,26	0,18	0,09	0,13	6,09	0,25	5,84	92,99
LSD	0,11	0,09	0,04	0,02	0,05	1,81	0,14	0,92	6,39
CV	1,9	6,5	16,5	18,5	30,9	27,9	29,6	31,6	6,0
b. Kwadaso									
Treatment	Soil pH	Orgc. C	%N	Na	K	ECEC	Ex Acidity	TEB	BS
Control	3,95	0,99	0,18	0,09	0,08	2,79	0,65	2,14	76,61
Control + Biochar	3,90	0,98	0,25	0,08	0,13	4,49	0,63	3,86	80,68
120 kg N ha ⁻¹	3,73	0,97	0,23	0,09	0,09	2,88	0,75	2,13	73,81
120 kg N ha ⁻¹ + Biochar	3,63	0,90	0,22	0,07	0,11	7,90	0,78	7,12	90,06
4 tons ha ⁻¹ Manure	3,92	1,01	0,20	0,10	0,13	4,27	0,57	3,70	84,51
4 tons ha ⁻¹ Manure + 3t ha Biochar	4,06	0,09	0,24	0,11	0,12	3,03	0,48	2,54	84,03
LSD	0,11	0,09	0,04	0,02	0,05	1,81	0,14	0,92	6,39
CV	1,9	6,5	16,5	18,5	30,9	27,9	29,6	31,6	6,0

Table 9. Soil nutrient uptakes at Ayuom and Kwadaso at 6 weeks after planting (Yeboah et al. 2009).

Treatment	N uptake (kg ha ⁻¹)				P uptake (kg ha ⁻¹)				K uptake (kg ha ⁻¹)			
	Shoot		Root		Shoot		Root		Shoot		Root	
	Ayu-om	Kwa-daso	Ayu-om	Kwa-daso	Ayu-om	Kwa-daso	Ayu-om	Kwa-daso	Ayu-om	Kwa-daso	Ayu-om	Kwa-daso
Control	66,85	46,15	2,34	1,54	4,77	3,03	0,18	0,10	17,02	9,55	0,55	0,35
3 tons ha ⁻¹ Biochar	62,87	43,23	3,05	1,09	4,73	3,27	0,27	0,08	12,81	11,73	0,70	0,23
120 kg N ha ⁻¹	65,19	41,27	2,2	1,28	4,25	3,04	0,15	0,11	15,58	14,43	0,41	0,32
3 tons ha ⁻¹ Biochar + 120 kg N ha ⁻¹	71,69	38,76	2,79	0,69	4,46	2,62	0,21	0,05	12,38	15,36	0,53	0,17
4 tons ha ⁻¹ Manure	66,70	46,79	3,45	2,15	4,21	3,40	0,28	0,14	11,88	20,84	0,75	0,36
4 tons ha ⁻¹ Manure + 3 tons ha ⁻¹	65,45	42,84	2,95	2,10	4,43	3,51	0,25	0,14	12,68	19,03	0,81	0,39
LSD (0,05)	6,93		0,95		0,49		0,06		5,09		0,18	
CV	10,6		37,1		10,8		31,9		29,60		32,6	

The result of the study showed the benefits of combined application of cattle manure and biochar for better maize crop production (Yeboah et al. 2009). The application of biochar to organic fertilisers such as farm yard manure rather than inorganic fertilisers appeared to benefit crop production in the short term. The results showed that biochar enhanced crop growth better on a sandy loam soil than on the silty loam soil suggesting soil textural effect in the effectiveness of biochar application for crop growth (Yeboah et al. 2009).

Laird (2010) studied the impact of biochar on manure mineralisation experimenting with addition of 0, 5, 10 and 20 g kg⁻¹ of charcoal into the soil with initial bulk density 1,1 g cm⁻³. Swine manure was added on week 12 and the combined effect of biochar and manure on NO₃ leaching was measured (fig. 4).

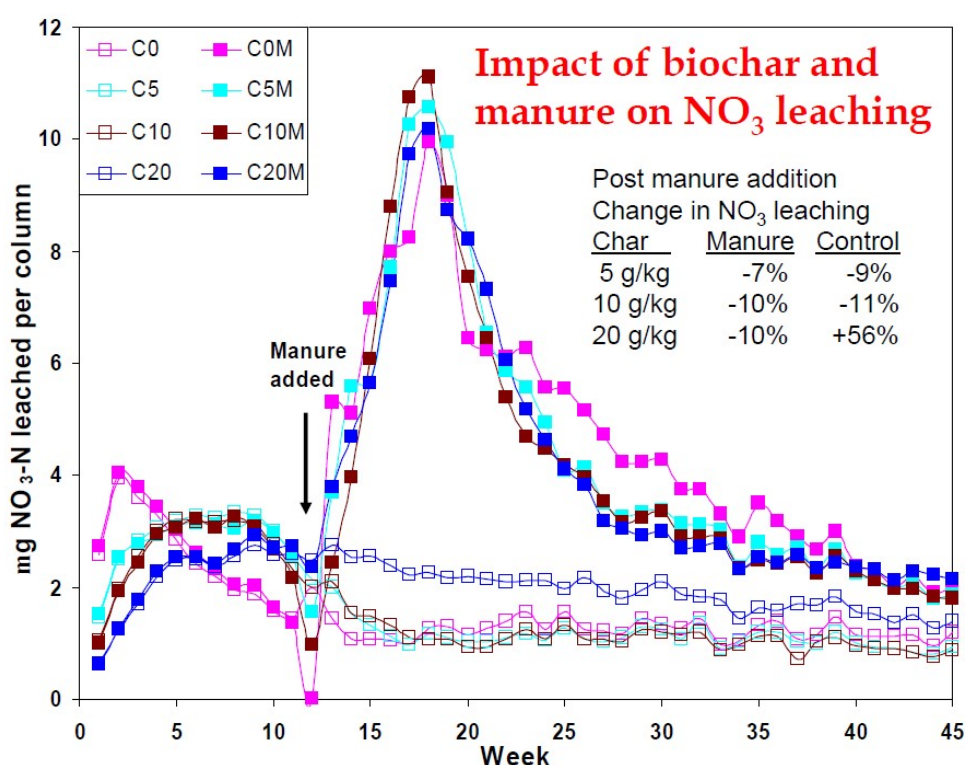


Fig. 4. Impact of biochar and manure on NO₃ leaching (Laird 2010).

Different authors have observed the positive effect of combined application of biochar and manure on yield. Experimenting in four cropping cycles with rice (*Oryza sativa* L.) and sorghum (*Sorghum bicolor* L.) Steiner et al. (2007) found that charcoal amended with chicken manure resulted in the highest cumulative crop yield (12,4 tons ha⁻¹). Yeboah et al. (2009) reported that an application of 3 tons ha⁻¹ biochar with manure showed the positive effect on biomass yield. Summarising the results of many experiments Lehmann et al. (2010) have concluded that animal manures mixed with biochar generally increased growth of cultivated plants.

2.6 ASSESSING TEST METHODS FOR QUALITY OF BIOCHAR

This section use text and is based on the work of McLaughlin (2010).

2.6.1 Moisture

Moisture is condensed water and can include some highly volatile organic compounds that evaporate from a sample of biochar. For most biochars, the vapours driven off during drying are water vapour, but some biochars will have smaller amounts of low boiling organic solvents (below 105 degrees Centigrade), typically methanol and acetic acid. The amount of water present in biochar can vary greatly, depending how it is made and whether it has accumulated moisture during transportation and storage. For biochars that are measured and transacted by mass, it is only necessary to define how much of the biochar is not water, so the moisture is measured and subtracted from the biochar to measure uniformly the subsequent properties on a "dry basis".

To attain a convenient standard of “oven-dry biochar,” any free water in the sample is removed by drying it at 105° C until a constant mass (that is, when no further mass is lost when drying is continued). This is typically overnight in a drying oven with internal forced convection. Caution should be taken when drying biochar by a fixed external temperature oven, such as the 105° C drying oven, that the actual biochar has reached the oven temperature and is not significantly cooler due to the evaporating moisture. This is especially important for thicker samples that may lack effective vapour circulation through the biochar. A European standard for fertilisers could also be followed: EN 12048 (1996) – 105±2 °C for 5 hours.

Unfortunately, the moisture removed at 105° C is only one portion of the actual moisture contained in a biochar sample. Most biochars are hygroscopic and many biochars exhibit significant adsorption capacity for water vapour. The hygroscopic nature of biochar may be due to water of hydration within the ash present in the biochar or it may also be water molecules associated with the organic portions of the biochar, including adsorbed water vapour. This will be strongly hygroscopic and crystal water attached to molecules.

When drying biochars above 105°C to remove additional moisture, significantly higher oven temperatures may be necessary. It is recommended that the drying oven be set for 25 degrees Celsius higher than the target drying temperature and the oven be turned off when the biochar internal temperature reaches the target drying temperature. The biochar should remain in the drying oven until the maximum internal temperature is measured and noted. If the biochar internal temperature exceeds the oven temperature, the biochar has initiated oxidation reactions and the drying study should be repeated at a lower oven temperature. The biochar should cool in the drying oven or a sealed container to avoid hot biochar re-adsorbing moisture from ambient air.

Once cooled, the dried biochar can be weighed. The mass loss data should be reported with the highest actual drying temperature to convey an appropriate amount of information efficiently. Moisture is relatively easy to measure, but requires patience, especially if drying wet biochar or larger quantities for subsequent testing for other properties. A simple toaster oven can be used, with a thermocouple buried in the centre of the drying biochar to measure the internal temperature. The sample of biochar should not be sealed, but contained in a vessel with openings in the top and bottom, such as a small tin can or drying dish. The top of the biochar should be shielded from the direct radiant heating of the toaster oven heater bars, perhaps with a piece of aluminium foil over the biochar sample with perforations in the foil to let the excess moisture escape and allow vapour circulation.

During heating to above 150°C, some biochars may exhibit incremental carbonisation, emit significant volatiles, and even smoke. This is an indication that the biochar is not fully carbonised, and is composed of a portion of torrefied wood. Therefore, drying should either be performed in a laboratory hood or other well-ventilated area. Biochars containing significant portions of torrefied wood are likely to behave differently in soil than fully carbonised biochars. At this juncture, if a particular biochar is not stable at 200°C during drying, one has learned a relevant insight into that biochar and should proceed accordingly.

2.6.2 Ash

Ash should be measured by heating the moisture-free biochar, finely ground, in an open top ashing crucible heated in a muffle furnace to 500-550° C in an atmosphere of air for at least 30 minutes. Depending on the sample, even for finely powdered

samples, ashing can take much longer than 30 minutes. Ashed samples typically are a pale gray powder and exhibit NO black particles of residual carbon residue. Samples should be stirred and re-ashed if there is any concern about non-combusted organic material. Since low ash figures are desirable, it is in the interests of the char producer to correctly execute the ashing procedure. Ashing yields a very stable material, so erring on the side of excess time at temperature, under controlled temperature limits, will have no detrimental effect on the ash content measurement of the biochar sample.

2.6.3 Mobile matter

Within moisture-free biochars there is a portion of organic matter that will not be permanent in the soil. It can be lost by leaching into the soil or by digestion by soil microbes, but it is not likely to be released as a gas. Therefore, instead of using the term "volatile matter" (which comes from analyses of coal where this matter does become gaseous at high temperatures), the analogous term is "mobile matter" (or "digestible matter") in biochar. Mobile matter is the portion of the moisture-free biochar that may migrate from the biochar into the soil, and serve as a source of organics for the soil microbes. In order to more accurately partition the organic portion of the biochar into mobile matter and the permanent resident matter, the proximate analysis temperature is lowered to 450°C and the biochar heated for 30 minutes at this temperature. The mobile matter portion is that material that leaves from the bone-dry biomass, leaving behind the ash and resident matter constituents of the biochar. Notably, the proximate analysis crucible is covered and the mobile matter driven off in a manner that excludes air, in order to avoid oxidation of the residual resident matter.

Another convenient way to measure mobile matter that entirely avoids the issue of partial oxidation is to use small stainless steel pipe nipples with both ends capped. The ends are loosely threaded, finger tight and backed off a quarter turn, without any pipe thread compound or Teflon tape. The entire stainless pipe assembly can be dried and weighed, then filled with moisture-free char and closed, but not tightly sealed, to allow the mobile matter to escape. The pipe assembly can be heated to drive off the mobile matter, cooled and weighted without emptying the char out, which improves the accuracy of the test. A 2,5" long ½"npt stainless nipple and end caps weigh less than 200 grams and holds about 2 grams of char, so the entire assemble can be weighed on most analytical balances to 0,1 mg (0,0001 gram) and yield excellent accuracy on the mobile matter loss.

2.6.4 Resident matter

Resident matter is the portion of the moisture-free biochar that is not ash, but is expected to remain stable in the soil for a very long time. It is calculated by subtraction, being the portion of the moisture-free biochar that is not mobile matter and not ash. This material is analogous to "fixed matter" determination in the field of coal science and has also been referred to as "recalcitrant matter".

2.6.5 Analytical sequence

A sample of biochar is dried to 175°C to 200°C to create at least 25 grams of moisture-free biochar. A sample of moisture-free biochar is separately ashed at 500-550° Celsius in air and another sample is subjected to air-free heating to 450°C for mobile matter removal. The resident matter portion is calculated by subtraction of the ash and mobile matter fractions from the moisture-free biochar fraction.

The analytical sequence outlined above parallels the ASTM D-1762 – 84 (2007) procedure for chemical analysis of wood charcoal, except the temperature ranges have been modified, with the drying temperature raised to the range 175-200°C and

the ashing and mobile-volatile matter temperatures lowered because biochar is destined for soil and not for a thermal energy furnace. With experience, the relative merits of these modified analytical procedures will be established, and adjustments might be made.

The residue from the mobile matter analysis can be saved and tested for carbon content, yielding a measure of resident carbon contained in the resident matter portion of the biochar. This metric may prove useful in estimating the amount of carbon dioxide equivalent is represented by each unit of that biochar, with the mass of carbon dioxide equivalent or "CO_{2e}" being 3,67 times the mass of resident carbon. 3,67 represents the ratio of the molecular mass of carbon dioxide (CO₂ is 12 + 16 + 16 = 44) versus that of carbon alone (C = 12). As mentioned above, one potential impact of mobile matter, upon being leached and digested from the biochar, is its interaction with soil microbes. Depending on the soil and crops, additional soluble soil carbon may be good (by promoting microbial activity in the soil, colloidal bonding properties in the soil, hence forming granules) or may have drawbacks (such as stimulating microbial competition for available soil nitrogen). In addition, mobile matter is not stable and will likely not be present in the soil after one or a few growing seasons. As such, mobile matter is likely of lower value in a biochar for carbon sequestration than an equivalent amount of resident matter.

2.6.6 Measuring biochar pH and total dissolved solids

The above set of tests breaks the sample of biochar into its constituent components and provides insight into the make-up of the specific tested biochar. There are additional tests useful to predict the effect of the addition of the biochar to a specific soil.

Starting with a sample of biochar, a critical set of measurements provides insight into the short-term impact of adding the biochar to a specific soil. Those tests are pH and conductivity, the latter also known as Total Dissolved Solids, or TDS. The first measurements are made on a sample created by mixing a portion of pure biochar with neutral pH water that has low conductivity. Ideally distilled de-ionised water is used, but DI-water may be hard to obtain outside a research laboratory. Fortunately, many bottled waters are acceptably pure, consisting of purified tap water with small amounts of salts added for "flavour." One brand, Aquafina, is essentially bottled de-ionised water.

After obtaining a source of dilution water and measuring the starting pH and TDS in it with inexpensive handheld meters, a biochar slurry is created by a part of biochar for 10 parts of water by mass. Depending on the biochar, the biochar may take some time to become wet and release entrapped air. It is possible to measure the biochar pH and TDS approximately after a short mixing and settling cycle, although the floating biochar may influence the TDS measurement. Thus, initially, after mixing or shaking and then settling for ten minutes, the pH and TDS of the slurry are measured. If the TDS is extremely high, then serial dilutions should be made to estimate how severe the TDS contribution from the biochar will be to the soil.

Many biochars are difficult to wet for a number of reasons. Either the biochar has elevated levels of condensed hydrophobic oils and tars, or there is a significant fraction of torrefied wood in the biochar, or the biochar has a significant fraction of micropore sites that require water vapour to migrate and condense in the pores to "wet them out". The former two conditions are not favourable when using the biochar as a soil amendment, whereas the latter is highly desirable. One method of differentiating between the bad and the good is to heat the biochar slurry to promote the migration of the water vapour into the pores.

TDS and pH are measuring two different properties in the biochar slurry. TDS is a measure of the total dissolved salt content of the water, including all the fertilisers and neutral salts that are in solution. It is not necessarily a bad thing, but too much salt has an adverse effect on most plants. This is a significant concern with biochars made from sources containing manure, such as chicken litter. Biochars with significant ash content have a much greater likelihood of elevating TDS, since soluble salts are measured as ash.

On the other hand, soil pH is much more critical, especially if the biochar pushes the pH farther in an unfavourable direction, either to a far too high pH or too low. Many biochars have a significant “liming” effect and can elevate soil pH. For many soils, this is a good thing, but alkaline soils may not tolerate additional lime loading.

Initial pH and TDS measurements on the biochar-water slurry will give indications of how much of an individual biochar can be added to a given soil. As a further check, the actual proposed soil-biochar blend can be made up and this combination tested for pH and TDS. For a proposed soil-biochar blend, the pH and TDS are done at “saturation”, where the slurry contains as little water as possible that still fully covers the soil and biochar solids, since the soil will not typically have a significant excess of free water except during rare rainfall events. Measuring soil properties at saturation are standard analytical methods used by soil scientists.

These final pH and TDS tests are measuring the conditions that will actually be created in the soil for the potential soil-biochar ratio being tested. As such, if the pH is unacceptable or the TDS increase excessive, the biochar should not be added to the soil in the portion being measured. If unacceptable soil pH or TDS levels are predicted, either a lower biochar-to-soil ratio or an alternate source of biochar should be utilised and retested (McLaughlin 2010).

In conclusion, any biochar can and should be tested prior to addition to the soil. Some tests characterise the biochar and allow predictions of the relative performance in the soil. Other tests alert the user of undesirable soil consequences, including pH changes and elevated TDS, that may result from the biochar addition and lead to poor crop growing conditions. Since the tests are easy to perform and the consequences highly desirable to know in advance of adding the biochar to the soil, do the tests first, consider the test result implications and proceed accordingly.

2.6.7 Ultimate analysis

The test of biochar sample for moisture, ash content, mobile and resident matter content may be called “proximate analysis”. The focus of ultimate analysis testing is to measure the individual chemical levels in the composite sample to gain further insight into specific properties that are of interest during the use of the substance. The modified ultimate analysis of biochars builds on the same analytical measurements as for coal, but since biochar is not intended for use as a fuel, we need to re-think what we are learning from the partitioning of the char into individual elements or chemical classes. Furthermore, depending on the source of the biomass for the char, there are some chemical species, particularly sulphur, that are unlikely to be present at significant levels in the resulting char, but are a major concern in coal.

A conventional analytical instrument, a LECO Corporation CN2000, can be recommended to combust a small dried sample of char and to measure the level of carbon dioxide and nitrogen oxides in the off gases. By calibrating the instrument on known standards, the instrument calculates the mass percentages of carbon and

nitrogen in the original sample. By coupling the ultimate analysis with the proximate analysis, after subtracting out the moisture and ash levels in the sample, one can determine the relative portions of carbon, nitrogen and, by difference, any remaining organic fraction in both the mobile (volatile) and resident (fixed) matter. The remaining organic fraction represents the sum of the hydrogen, oxygen and sulphur in the sample. Since sulphur is expected to be present at negligible levels, the organic fraction is interpreted to represent the sum of the weight of hydrogen and oxygen in the sample. In addition to low sulphur levels, most chars exhibit low nitrogen levels, attributed to the loss of nitrogen from the char as either ammonia or oxides of nitrogen during the carbonisation process (McLaughlin et al. 2009).

As such, the major partitioning that emerges in the biochar "Modified Ultimate Analysis" is to divide the char sample into 1) the "Resident Carbon" portion of the resident matter, 2) the hydrogen and oxygen portion of the resident matter, called "Resident H & O", and the analogous 3) Mobile Carbon and 4) Mobile H & O portions of the mobile matter. Since the proximate analysis isolates a pure ash sample, it is also possible to evaluate 5) the acid-soluble ash and 6) acid-insoluble ash by acidifying the acid and recovering the acid-insoluble fraction. 7) Resident N and 8) Mobile N can also be detected, but are often in amounts too small to be of significance in plant and soil science. However, it is clear that the various components of the char samples can be dissected into a finer group of chemical partitions by use of "modified proximate and ultimate analyses" evolved from the analytical methods for coal (McLaughlin et al. 2009).

2.6.8 Cation Exchange Capacity (CEC)

A sample of dried char is shaken, centrifuged, drained three times with sodium acetate solution, then shaken, centrifuged, drained with 2-propanol three times. The alcohol rinse removes excess cations present in solution, but not bound to the char. The sodium-loaded char is then shaken, centrifuged, drained with ammonia acetate solution three times. The total solution from the three ammonia acetate rinses is measured for sodium level and the CEC calculated in milliequivalents per 100 grams of dry starting char.

CEC is not a very common analytical test and exact procedures can vary. Better and more standardised CEC methods, specific for biochar, are anticipated in the future.

2.7 LITERATURE

ASTM D1762 – 84. 2007. Standard test method for chemical analysis of wood charcoal. 2 p.

Blackwell, P., G. Riethmuller & M. Collins. 2009. Biochar application to soil. *In* Lehmann & Joseph (eds.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. London, 207-226.

Blackwell, P.S., S. Shea, P. Storer, Z. Solaiman, M. Kerkmans & I. Stanley. 2007. Improving wheat production with deep banded oil mallee charcoal in Western Australia. *In* Proceedings of the Conference of the International Agrichar Initiative, 30 April–2 May 2007, Terrigal, NSW, Australia. 24 p.
(<http://www.nscss.org/system/files/Blackwell2007.pdf> – accessed December 2010).

Borchard, N., J. Siemens, A. Moeller, B.M. Ladd, W. Amelung & J. Utermann. 2010. Effects on soil properties and biomass by biochar from slow pyrolysis, fast pyrolysis and gasification. ASA, CSSA, and SSSA 2010 International Annual Meetings, Oct.31 – Nov.4, Long Beach, CA, USA. Abstract 166-13. (<http://a-c-s.confex.com/crops/2010am/webprogram/Paper61384.html> – accessed November 2010). Abstract. 1 p.

Braun, C. 2008. Fighting climate change with green charcoal and increasing agricultural productivity. Pro-Natura Newsletter December 2008. 4 p. (http://www.pronatura.org/archives/200812_GreenCharcoal_en.pdf – accessed November 2010).

Bridle, T.R. & D. Pritchard. 2004. Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. *Water Science and Technology* 50, 169-175.

Chan, K.Y. & Z.H Xu. 2009. Biochar: nutrient properties and their enhancement. *In* Lehmann & Joseph (eds.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, London, 67–84.

Chan, K. Y., L. van Zwieten, I. Meszaros, A. Downie & S. Joseph. 2007a. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research* 45 (8), 629–634.

Chan, K.Y., L. Van Zwieten, I. Meszaros, A. Downie & S. Joseph. 2007b. Assessing the agronomic values of contrasting char materials on Australian hardsetting soil. *In* Proceedings of the Conference of the International Agrichar Initiative, 30 April–2 May 2007, Terrigal, NSW, Australia, p. 19. (http://www.biochar-international.org/images/IAI_2007_Conference_Booklet.pdf – accessed November 2010).

Coulouma, G., H. Boizard, G. Trotoux, P. Lagacherie & G. Richard. 2006. Effect of deep tillage for vineyard establishment on soil structure: a case study in southern France. *Soil and Tillage Research*, 88, 132–143.

Day, D., R.J. Evans, J.W. Lee & D. Reicosky. 2004. Valuable and stable co-product from fossil fuel exhaust scrubbing. *American Chemical Society Div. Fuel Chemistry* 49, 352–355.

Day, D., R.J. Evans, J.W. Lee & D. Reicosky. 2005. Economical CO₂, SO_x, and NO_x capture from fossil-fuel utilisation with combined renewable hydrogen production and large-scale carbon sequestration. *Energy* 30, 2558-2579.

Dias, B.O., C.A. Silva, F.S. Higashikawa, A. Roig & M.A. Sánchez-Monedero. 2010. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. *Bioresource Technology* 101 (4), 1239-1246.

Dugan, E., A. Verhoef, S. Robinson & S. Sohi. 2010. Bio-char from sawdust, maize stover and charcoal: Impact on water holding capacities (WHC) of three soils from Ghana. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1 – 6 August 2010, Brisbane, Australia. 4 p. (<http://www.iuss.org/19th%20WCSS/symposium/pdf/1158.pdf> – accessed November 2010)

EN 12048. 1996. Solid fertilizers and liming materials - Determination of moisture content – Gravimetric method by drying at (105 +/- 2)°C (ISO 8190:1992 modified). Brussels. 12 p.

Gathorne-Hardy, A., J. Knight & J. Woods. 2009. Biochar as a soil amendment positively interacts with nitrogen fertiliser to improve barley yields in the UK. *Earth and Environmental Science* 6, doi:10.1088/1755-1307/6/7/372052.

Iyobe, T., T. Asada, K. Kawata & K. Oikawa. 2004 Comparison of removal efficiencies for ammonia and amine gases between woody charcoal and activated carbon. *Journal of Health Science* 50, 148–153.

Joseph, S.D., M. Camps-Arbestain, Y. Lin, P. Munroe, C.H. Chia, J. Hook, L. van Zwieten & Kimbe. 2010. An investigation into the reactions of biochar in soil. *The Free Library* (September, 1), [http://www.thefreelibrary.com/An investigation into the reactions of biochar in soil-a0241179269](http://www.thefreelibrary.com/An+investigation+into+the+reactions+of+biochar+in+soil-a0241179269) (accessed November 21 2010).

Kimetu, J.M. & J. Lehmann. 2010. Stability and stabilisation of biochar and green manure in soil with different organic carbon contents. *The Free Library* (September, 1). On-line publication (<http://www.thefreelibrary.com/Stability+and+stabilisation+of+biochar+and+green+manure+in+soil+with...-a0241179276> accessed December 2010).

Kleeberg, K.K., M. Schlegelmilch, J. Strees, H. Steinhart & R. Stegmann. 2005. Odour abatement strategy for a sustainable odour management. *In Proceedings of the Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia*, 3–7 October 2005.

Knowler, D. & B. Bradshaw. 2007. Farmer's adoption of conservation agriculture: a review and synthesis of recent research. *Food Policy* 32, 25–48.

Krull, E. 2010. Biochar for agronomic improvement and greenhouse gas mitigation. CSIRO. 6 p. (<http://www.csiro.au/files/files/pxqb.pdf> – accessed November 2010).

Kuzyakov, Y., I. Subbotina, Chen Haiqing, I. Bogomolova & Xu Xingliang. 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by carbon 14 labeling. *Soil Biology and Biochemistry* 41 (2), 210–219.

Laird, D.A. 2010. Pyrolysis, biochar and sustainably bio-energy feedstock production. USDA, ARS, National, Soil Tilth Laboratory. 22 p. (<http://www.farmfoundation.org/news/articlefiles/401-David%20Laird1.ptt.pdf> – accessed December 2010).

Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5 (7), 381–387.

Lehmann, J. & S. Joseph. 2009. Biochar: environmental management. Earthscan, ISBN:978-1-84407-658-1. 448 p.

Lehmann, J., D. Guerena, K. Hanley, C. Hyland, A. Enders & S. Rajkovich. 2010. Environmental effects of biochars from agricultural wastes: nutrient leaching, denitrification and plant growth. ASA, CSSA, and SSSA 2010 International Annual Meetings, Long Beach, CA, USA. Abstract 166-3. (<http://a-c-s.confex.com/crops/2010am/webprogram/Paper60319.html> – accessed December 2010). Abstract. 1 p.

- Lehmann, J., J. P. da Silva Jr., C. Steiner, T. Nehls, W. Zech & B. Glaser. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological *Anthrosol* and a *Ferralsol* of the Central Amazon basin: fertiliser, manure and charcoal amendments. *Plant & Soil* 249, 343-357.
- Li, X., E. Hagaman, C. Tsouris & J.W. Lee. 2003. Removal of carbon dioxide from flue gas by ammonia carbonation in the gas phase. *Energy and Fuel* 17, 69-74.
- Lima, I.M. & W.E. Marshall. 2005. Granular activated carbons from broiler manure: physical, chemical and adsorptive properties. *Bioresource Technology* 96, 699-706.
- Major, J., J. Lehmann, M. Rondon & C. Goodale. 2010. Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology* 16 (4), 1366-1379.
- McLaughlin, H. 2010. Characterizing biochars prior to addition to soils – Version I, January 2010. 8 p.
- McLaughlin, H., P.S. Anderson, F.E. Shields & T.B. Reed. 2009. All biochars are not created equal, and how to tell them apart. North American Biochar Conference, Boulder, CO, USA – August 2009. 36 p.
- Nocentini, C, G. Certini, H. Knicker, O. Francioso & C. Rumpel. 2010. Nature and reactivity of charcoal produced and added to soil during wildfire are particle-dependent. *Organic Geochemistry* 42, 682-689.
- Novak, J.M., I. Lima, B. Xing, J.W. Gaskin, C. Steiner, K.C. Das, M. Ahmedna, D. Rehrah, D.W. Watts, W.J. Busscher & H. Schomberg. 2009. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science* 3, 195-206.
- O'Toole, A. 2010. The agronomic effects of biochar and the implications for improving environmental outcomes in Norwegian agriculture. Thesis of Master Degree. Ås, Norwegian University of Life Sciences. 76 p.
(http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/71495/biochar_norge_thesis.pdf – accessed November 2010).
- Oya, A. & W.G. Iu. 2002. Deodorisation performance of charcoal particles loaded with orthophosphoric acid against ammonia and trimethylamine. *Carbon* 40 (9), 1391-1399.
- Rademakers, L. 2010. An interview with Laurens Rademakers of Biochar Fund. (http://news.mongabay.com/2010/0816-hance_rademakers.html – accessed November 2010).
- Rahman, S. & Y. Chen. 2001. Laboratory investigation of cutting forces and soil disturbance resulting from different manure incorporation tools in a loamy sand soil. *Soil and Tillage Research*, 58, 19-29.
- Ramirez, F., V. Gonzalez, M. Crespo, O. Faix & V. Zuniga. 1997. Ammoxidised kraft lignin as a slow-release fertiliser tested on *Sorghum vulgare*. *Bioresource Technology* 61, 43-46.

Rondon, M.A., J. Lehmann, J. Ramirez & M. Hurtado. 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biology and Fertility of Soils* 43, 699-708.

Ross, A.B., T. Bridgeman, K. Anastasakis, J.M. Jones & M. Kelly. 2010. Production and properties of biochar from macroalgae. Poster, University of Leeds, Leeds. 1 p. (http://www.geos.ed.ac.uk/sccs/biochar/rothamsted2010/UKBRC2010_Ross.pdf – accessed November 2010).

Schuller, P., D.E. Walling, A. Sepulveda, A. Castillo & I. Pino. 2007. Changes in soil erosion associated with a shift from conventional tillage to a no-tillage system, documented using ¹³⁷Cs measurements. *Soil and Tillage Research*, 94, 183–192.

Shackley, S. & S.P. Sohi. 2010. An assessment of the benefits and issues associated with the application of biochar to soil. UK Biochar Research Centre. 132 p. (<http://www.zerocarbonfarm.com/document%20library/research/June%2028,%20University%20of%20Edinburgh,%20An%20assessment%20of%20the%20benefits%20and%20issues%20associated%20with%20the%20application%20of%20biochar%20to%20soil.pdf> – accessed November 2010).

Singh, B., B.P. Singh & A.L. Cowie. 2010. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*. The Free Library (September, 1), <http://www.thefreelibrary.com/Characterisation+and+evaluation+of+biochars+for+their+application+as...-a0241179270> (accessed December 2010).

Spedding, A. 2010. Biochar. Arthur Rank Centre website. 3 p. (http://www.arthurrankcentre.org.uk/projects/rusource_briefings/rus10/1088.pdf – accessed November 2010).

Spokas, K. A & D. C. Reicosky. 2009. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Annals of Environmental Science* 3, 179-193.

Steiner, C., K.C. Das, N. Melear & D. Lakly. 2010. Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. *Journal of Environmental Quality* 39, Special Submissions, 1-7.

Steiner, C., W.G. Teixeira, J. Lehmann, T. Nehls, J. Luis V. de Macêdo, W.E.H. Blum & W. Zech. 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and Soil* 291 (1-2), 275-290.

Topoliantz, S., J.-F. Ponge & S. Ballof. 2005. Manioc peel and charcoal: a potential organic amendment for sustainable soil fertility in the tropics. *Biology and Fertility of Soils* 41, 15-21.

Tsai, W.T., M.K. Lee & Y.M. Chang. 2006. Fast pyrolysis of rice straw, sugarcane bagasse and coconut shell in an induction-heating reactor. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 76, 230–237.

Tørresen, K.S., R. Skuterud, L. Weiseth, H.J. Tandsæther & S.H. Jonsen. 1999. Plant protection in spring cereal production with reduced tillage. I. Grain yield and weed development. *Crop Protection* 18, 595-603.

Uzun, B.B., A.E. Putun & E. Putun. 2006. Fast pyrolysis of soybean cake: Product yields and compositions. *Bioresource Technology* 97, 569–576.

Verheijen, F.G.A., S. Jeffery, A.C. Bastos, M. van der Velde & I. Diafas. 2009. Biochar application to soils – a critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. EUR 24099 EN, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 149 p.

Wisnubroto, E.I., M. Hedley, K. Hina & M. Camps-Arbestain. 2010. The use of biochar from biosolids on waitarere sandy soils: effects on the growth of rye grass. Biochar Workshop. Opportunities for New Zealand Stakeholders. February 11-12 – 2010, Palmerston North, New Zealand, p. 40.

Yamato, M., Y. Okimori, I.F. Wibowo, S. Anshori & M. Ogawa. 2006. Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Science and Plant Nutrition* 52, 489-495.

Yeboah, E., P. Ofori, G.W. Quansah, E. Dugan & S.P. Sohi. 2009. Improving soil productivity through biochar amendments to soils. *African Journal of Environmental Science and Technology* 3 (2), 34-41.

Yoshizawa, S., S. Tanaka & M. Ohata. 2007. Proliferation effect of aerobic micro-organisms during composting of rice bran by addition of biomass charcoal. *In* Proceedings of the International Agrichar Conference, Terrigal NSW, Australia, May 2007, 26. Abstract.

2.8 REGIONALE VURDERINGAR FOR SOLØR-ODAL

2.8.1 Optimalt biokol for landbruket i Solør-Odal

Hurtig pyrolyse er definitivt å føretrekke ved vurdert produksjon av biokol i Solør-Odal. Då vert det lite gass og mykje olje som sideprodukt til biokolframstillinga. Det er snauett med kundar på gass som vert framstilt i overskot, mens derimot olje kan frakast eit stykke av stad for bruk som "ferskvare" (tøler berre kort tids lagring grunna vassinnhald i oljen) til oppvarmingsføremål i industri eller energiverk. Foredling til biodiesel er også muleg, men må då langt vekk for den industrielle prosessen, og det er neppe berekraftig.

Ulempa kan vere at ein får biokol som er sausa inn i olje, noko som fører til veksthemming på jordbruksjord.

Jordtypene som klart vil ha god nytte av biokol, er silt- og sandjord. Desse er skarpe jordtypar som har lita bufferevne. Tung leire og dei mindre partia av myrjord har nesten ingen nytte av det, fordi desse har stor ionebyttekapasitet og stor vasshushaldande kapasitet frå før.

Biokol framvisar både kation- og anionbyttekapasitet, det første av varig karakter, det siste som forbigåande eigenskap. Dette forbigåande utbødet på anionbyttekapasitet (AEC) skuldast at det er organiske sambindingar, som t.d. humus- og fulvosyrer, som sit på biokolet. Desse er lett utsette for mikrobiell beiting, og etter nokre få år har anionbyttekapasitet forsvunne saman med dei organiske gruppene som hadde anionbindande kapasitet. I nokon grad forsvinn desse organiske syrene heilt, eller dei kan brytast ned til karboksylsyrer, som så har utprega kationbyttekapasitet (CEC). Men framleis vil biokol kunne verne t.d. fosfation mot sterke bindingar mot Al- og Fe-oksider, i første rekke fordi desse oksida vert bundne mot sjølve biokolet framføre fosfation.

Biokol som skal brukast til å binde plantevernmiddel, må gjennomgå pyrolyse ved høgre temperaturar, slik at desse får karakter av aktivt kol. Dette vil likevel vere særleg utforma biokol for spesielle areal. Vi tenker då i første rekke på vaskeplassar for traktorsprøyter, evt. andre spesielt vurderte og utsette lokalitetar for ned- og utvasking av plantevernmiddel.

2.8.2 Biokol som gjødselberar – Tilgang flytande gjødsel og NH₃

Biokol har alltid stor kationbyttekapasitet (CEC), og som fersk vare og monnaleg anionbyttekapasitet (AEC). Dette gjer at det er fullt muleg å bruke biokol som gjødselberar, d.v.s. nytte denne som beremateriale og bufrande middel fram til plantane etter kvart tar opp næringsstoff ved ionebytting via jordvæske. For nokre næringsstoff som elles er utsett for omfattande lekkasje og utvasking vil dei bufrande eigenskapane arte seg som eit sakteverkande gjødselmateriale ("*slow release fertiliser*").

I så måte må biokol kunne lagrast gjennom vintersesongen under heilt stabile og tørre forhold, og så rett før vekstsesongen verte tilført vassløyseleg gjødselblandingar, rett før utbringning til landbruksareala.

Gjødselsortimentet og –konseptet Flex-gjødsel kunne tenkast å bruke biokol som tørr gjødselberar framfor utbringning som flytande gjødsel.

I området Solør-Odal finn vi Flex Kongsvinger AS som er eit dotterselskap av Norsenteret Kongsvinger A/L.

Dette produserer og sel flytande gjødsel til dei aller fleste plantekulturane.

Flex Kongsvinger as har eige produksjonsanlegg i Norsenteret sine lokale på Norsenga.

http://norsenteret.no/norsenteret553_no/flex_gj_dsel/

Hovudfirma er Flex Agri som held til på Gjennestad, Stokke i Vestfold:

<http://www.flexagri.no/>

Hovudmåten å bringe ut Flex-gjødsel på i dag, er med spesielle sprøytevogner eller med traktorsprøyter.



Foto 1-2. Sprøytevogner med sprøytebom 20 m, nytta for Flex-gjødsel (foto: Flex Agri AS).

Det kan vere ei lette for handteringa om det kan nyttast eit tilnærma tørt materiale av biokol som med rett dosering og overlapping med store sentrifugalspreiarar kan bringast ut rett etter ønskt oppfukting og innblanding med flytande gjødsel av ønska samansetnad av gjødselkomponentar.



Foto 3-4. Sentrifugalspreiarar for pulvermateriale som biokol, udempa spreiring til venstre, støvdemping med skjørt til høgre (foto: Bredal Maskin AS, Danmark)

Nedfelling av ammoniakk i jord er ein svært utbreidd teknikk i Danmark. Det kan vere store mengder husdyrgjødsel tilgjengeleg, med mykje fosfor og kalium, slik at det berre er trong for noko ekstra nitrogengjødsel. Arealane er store og samanhengande, og på den måten er det godt grunnlag for entreprenørverksemd med distribusjon og spreiring (nedfelling i jord) av flytande nitrogen.

Her kunne det tenkast at binding av vassløyst ammoniakk (NH_3) til ammonium (NH_4^+) til biokol kunne ha sikra eit godt buffersystem for denne nitrogengjødsel, spesielt på dei skarpe jordene vi har i Solør-Odal. Men driftssystemet og trongen for meir allsidig gjødsling gjer det nok mindre aktuelt i denne regionen, under våre norske driftsforhold i landbruket.

2.9 TILGANG TIL KOMPOSTMATERIALE

I ein del land og regionar der det vert arbeidd med biokol for landbruket, er det samtidig omfattande kompostering av organisk materiale, både innan landbruket sjølv og spesielt frå hushaldningsavfall. Typisk for dette er Tyskland. Mange prosjektarbeid går ut på forske på og utprøve blandingar mellom biokol og kompost som eit konsept for resirkulering, gjødsel- og klimatiltak. Konseptet er godt for Det grønne Tyskland som er i sterk frammarsj, profesjonelt utbygd komposteringssystem, tilgang på ferdig kompost, omfattande bruk spesielt i økolandbruket.

Vi har saman med landbruksforvaltninga vurdert det slik at det ikkje er ein farbar veg for landbruket i Solør-Odal.

Problemet i forhold til potetdyrking er at både kompostmateriale og kloakkslam (t.d. frå VEAS) i Bærum er bannlyst, og grunnen er fare for spreiding av sjukdomar som kan vere fatale for dyrkarane: sopp, bakterie, virus - og ikkje minst potetcystenematode (potetål), og det kjem av at ein aldri kan garantere at absolutt all kompostmasse har oppnådd desinfiserande temperatur.

Vidare gjeld det at kloakkslam også gir 4-5 års sperrefrist i potetdyrkinga.

Ein kompostprodusent som Solør Renovasjon sel sine produkt til Nittedal, som blandar dette med torv for småhagebruket gjennom hagesenter.

Solør Renovasjon har kjøpt opp Kildal Kompost, som var eit anna lokalt kompostframstillande firma, slik at det også er få aktørar i den lokale marknaden.

Elverum Renovasjon hadde sitt anlegg nær busetnad og fekk proteststorm mot seg grunna luktplager frå nabolag, så det ser ut som om dette er i ferd med å gi opp drifta.

Eidsiva Energi er i ferd med å bygge eit svært forbrenningsanlegg i Hamar, og vil nok tiltrekke seg også hushaldningsavfall frå ein større region. Ein tendens er det at det på nytt går mot større grad av forbrenning. Men ein taper næringsstoff på denne måten, og det ser ut til oske frå forbrenninga går til deponi på Langøya ved Holmestrand som farleg avfall (oppkonsentrering av forureiningar).

Nordfylket (Østerdalen) har sendt mykje til forbrenning til Sverige, og dette har vel i det minste vore økonomisk gunstig.

Renovasjonsetaten i Oslo brenner også det meste, og Solør-Odal landbruksrådgiving meldte at denne har kjøpt opp eit avfallsområdet i Nes (Esval-området). men det er ikkje brakt på det reine om denne aktøren vil satse på kompostering eller forbrenning.

2.9.1 Forenkling ved biokol som sjølvstendig driftsmiddel

Frå mange prosjektarbeid med ulike jordforbetningsmiddel er det ei generell røynsle at i eit lite land, med forholdsvis spreidde landbruksareal og kanskje små, spesialiserte produksjonsmiljø, vil innblanding av ulike gjødselprodukt snarare vere ei avgrensing og hemming for produktet enn ein ny marknad for dette jordforbetningsmidlet. Eit unntak kan vere å nytte det som gjødselberar for ein gjødseltype som likevel skal distribuerast, men då vert denne kombinasjonen ikkje hovudbruksområdet for jordforbetningsmidlet.

Biokol bør derfor i størst grad nyttast direkte som det er produsert, til tidspunkt som reint praktisk eignar seg for distribusjon, spreining og rask nedmolding i toppsjiktet i jord.

Iblanding av gjødsel gir meir handtering og auka kostnader.

Bønder vil også trenge høgst ulike gjødselkombinasjonar, og det ville i tilfelle berre saman med Flex-gjødsel ein kunne møte dette med eit fungerande konsept.

Biokol tilført gjødsel vil få avgrensa tidsbruk, nettopp til hektiske vårveker når gjødsling elles skal skje. Til andre tider er gjødsel i biokol høgst uønskt.

Biokol åleine kan tilførast uavhengig av vekstsesong, dekke inn for sine unike jordforbetrande eigenskapar utan skrankar m.o.t. gjødsel, veksttider og fare for forureining.

Den store styrken ligg der, og er då teknisk ein parallell til distribusjon og bruk av landbrukskalk gjennom året, altså berre avhengig av at jorda har bereevne, og det er muleg å ta imot og sikre produktet ved helst ei nedharving kort tid etter mottak på jordbruksarealet.

3. ØKONOMISKE FORHOLD VED BOKULLPRODUKSJON

Jan Sørensen

Sammendrag

Det diskuteres:

- Relevante økonomiske drivere for at biokull skal bli tatt i bruk.
- Sammenligning av lønnsomhet ved alternative verdikjeder for biokull
- Sammenligning av lønnsomhet ved leverandørers anlegg
- Sammenligning og bestemmelse av faktorer som influerer på lønnsomhet

Det utføres kostnadsberegninger for 10 anlegg med forskjellige produksjonskapasiteter. Det er vurdert mobile mot stasjonære anlegg med enten bruk av halm eller flis som råstoff.

Kostnadsberegningene bruker oppgitte spesifikasjoner på anlegg som tilbys fra leverandører og gjelder anlegg for et demonstrasjonsprosjekt. For enkelte anlegg foreligger ikke et komplett sett med spesifikasjoner og estimer er gjort for disse anlegg. Ingen av de vurderte anlegg tilbys på kommersielle vilkår.

Kostnadsberegningene reflekterer dagens situasjon med hensyn på logistikk, annet for frembringelse av råstoff, distribusjon av sluttprodukter. Det er forventet at optimalisering av kjeden for transport av råstoff, drift av anlegg eller distribusjon av sluttprodukter vil innvirke på kostnadsbildet. Det er antatt at man gjennom et demonstrasjonsprosjekt vil kunne avdekke forhold og etablere læringseffekter som gir et lavere kostnadsbilde.

Utrekningene viser at ingen anlegg vil kunne operere bedriftsøkonomisk lønnsomt.

Alle anlegg må tilføres en årlig CO₂-kompensasjon. Tabellen nedenfor viser anleggskonfigurasjoner som kan vurderes i en senere sammenheng. Det er fremkommet at samproduksjon av biokull og bioolje gir lavest CO₂-tiltakskostnad. Beregnet tiltakskostnad er mellom 271 kr/tonn CO₂ og 991 kr/tonn CO₂ for de anlegg med best økonomi.

Anlegg nr	Stasjonær/mobil	Råstoff	Sluttprodukter	CO ₂ -tiltakskostnad NOK/tonn CO ₂
6	Stasjonær	Flis	Biokull, bioolje	384
7	Stasjonær	Halm	Biokull, bioolje	271
8	Stasjonær	Flis	Biokull, bioolje	714
9	Mobil	Halm	Biokull, bioolje	991

3.1 INTRODUKSJON

Denne rapport er en delrapport under forprosjektet for etablering av et anlegg for biokullproduksjon i Solør-Odal.

3.2 RAPPORT

Mål

Det overordnede mål med delrapporten er å bidra til at en beslutning kan fattes om etablering av et hovedprosjekt for produksjon av biokull i Solør-Odal.

Delrapportens bidrag for å danne dette beslutningsgrunnlag er å:

- Identifisere egnede produsenter av anlegg for produksjon av biokull og innhente spesifikasjoner, budsjetttilbud på anlegg
- Identifisere egnede områder hvor et anlegg kan etableres
- Beregne økonomiske forhold ved biokullproduksjon i Solør-Odal for minst tre forskjellige produsenters anlegg.

I sammenheng med en vurdering av hvordan et anlegg kan etableres, er det vurdert slik at rapporten skal ha som delmål å detaljere:

- Verdikjeden for biokull fra råstoff til ferdige sluttprodukter
- En tidlig vurdering av utplasseringssteder for mobile og stasjonære anlegg for biokullproduksjon

Metode

Anvendt metode for denne rapport er:

- Vurdering av litteratur for produksjon av biokull og økonomi ved produksjon
- Identifisere egnede produsenter av anlegg for produksjon av biokull og innhente spesifikasjoner, budsjetttilbud på anlegg
- Vurdere andre anleggskostnader ved etablering av et pilotanlegg
- Vurdere beste verdikjede for frembringelse av råstoff til et pilotanlegg og leveranse av energi fra et pilotanlegg
- Sammenstille økonomiske forhold og identifisere parametre for sammenligning av anlegg fra forskjellige leverandører
- Vurdere forhold i Solør-Odal sammen med lokale aktører for på beste måte å etablere et pilotanlegg for biokullproduksjon.

De innhentede data fra anleggsleverandører kombineres med data på lokale forhold og modelleres i et regneark som gir økonomiske sammenligningsparametre.

Avgrensning

En avgrensning på arbeidet er at det ikke er et mål å definere optimal kapasitet på et anlegg eller optimal plassering av et anlegg i regionen. Dette krever en mer detaljert studie, gjerne med bruk av simuleringsprogrammer for simulering av drift og optimal sammensetning av driftsparametre i kombinasjon med livsløpsanalyser.

Rammeverk for rapport

Et anlegg for biokullproduksjon vil være påvirket av endringer i andre sektorer av samfunnet, andre markeder. Spesifikt gjelder dette forutsetninger om endringer i klimaet og de politiske tiltak som er ansett riktige for å redusere på utslipp til atmosfæren av klimagasser.

Fig. 1 viser at det er flere makrofaktorer som det vil være nødvendig å vurdere ved etablering av biokullproduksjon. Det ligger kun innenfor denne rapport å vurdere faktorer som har konsekvenser under drift for et tenkt anlegg. Rapportens rammer er avmerket med en stiplet linje i figuren.

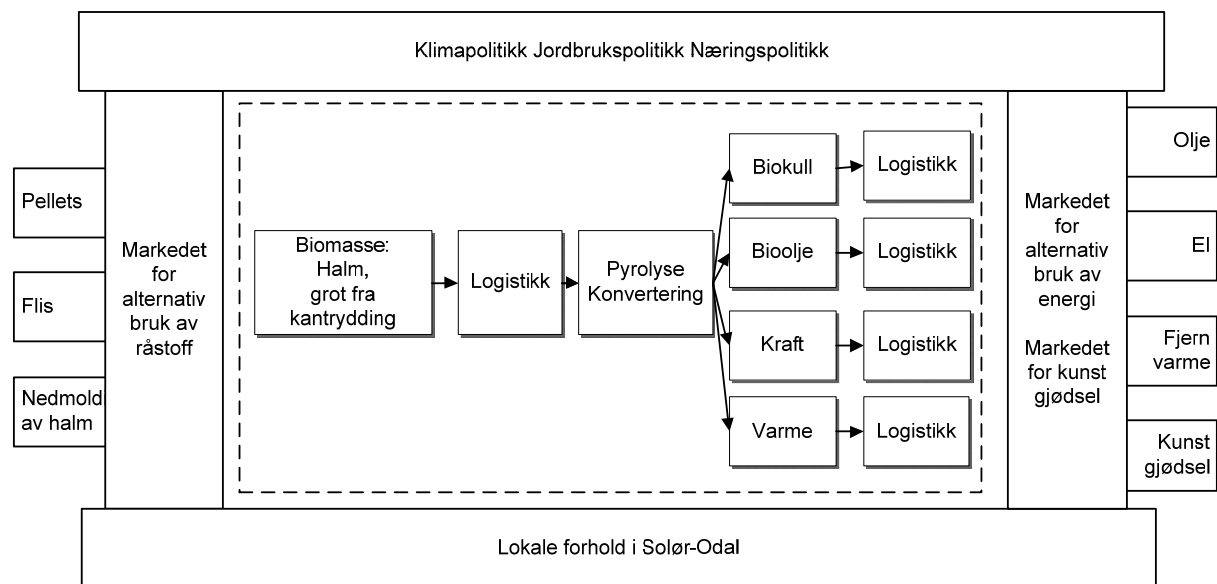


Fig. 1. Rammeverk for delrapport

Struktur på rapport

Rapporten gir innledningsvis en oppgang av desentrale mot sentrale anlegg og gir en avgrensning på systemet som beskrives. Det går så gjennom verdikjeden for de to råstoffer som er valgt for biokullproduksjon og beskrivelse av mulige inntektsnivåer som kan forventes i markedet ved levering av biokull, varme, elektrisitet eller bioolje.

Det gis så en oversikt over de anlegg som er valgt for en vurdering med beregning av økonomiske sammenligningsparametre for disse anlegg.

Til slutt gis en oversikt over mulige måter for hvordan et demonstrasjonsprosjekt kan struktureres med innhold.

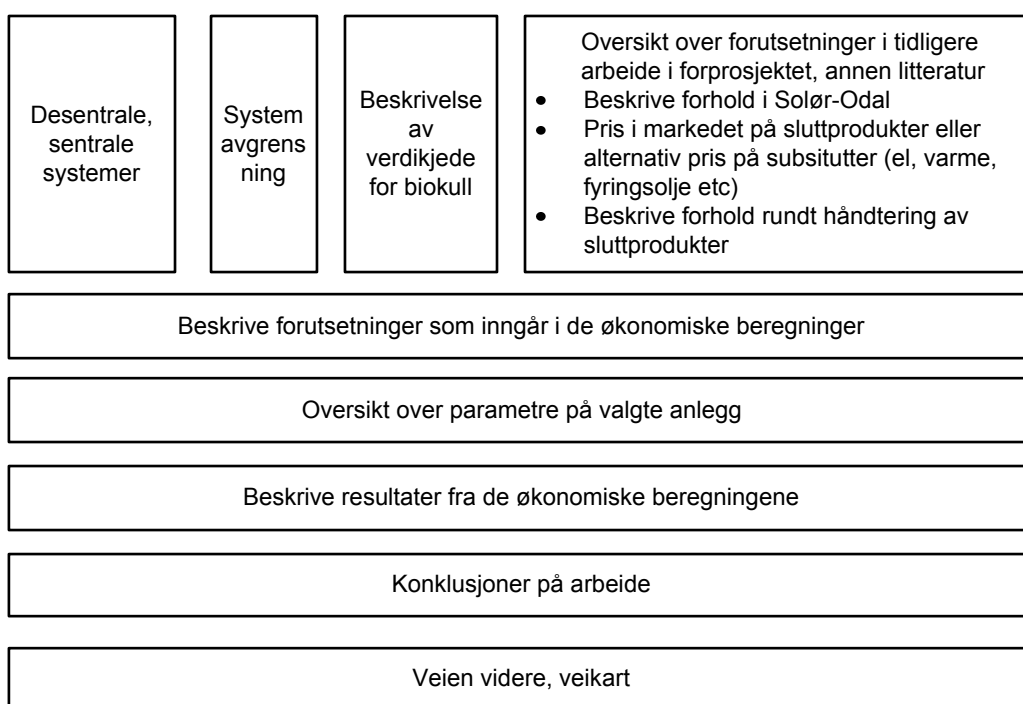


Fig. 2. Struktur på rapport

3.3 VALG AV SYSTEM

3.3.1 Introduksjon

Produksjon av biokull vil kunne skje gjennom konverteringsteknologiene pyrolyse og gassifisering. Begge disse teknologier har fordeler, ulemper som fører til valg med hensyn til konfigurering og drift. Det er i forprosjektet gjort avveininger i forhold til disse fordeler, ulemper:

- Utgangspunktet for de valg som tas, er at det etableres et demonstrasjonsprosjekt. Et demonstrasjonsprosjekt vil nødvendigvis ha andre mål enn et kommersielt prosjekt.
- Demonstrasjonsprosjektet vurderes ut fra produksjon av biokull. Virksomheten er dermed rettet mot biokull og hvor produksjon av energi blir sekundært i forhold til leveranse av biokull. Ved valg vil derfor biokull ha forrang over produksjon av varme, el, biolje.

3.3.2 Desentral eller sentral produksjon av biokull

De to mest overgripende valg med hensyn til produksjon av biokull i et demonstrasjonsprosjekt i Solør-Odal vil være:

- Valg mellom desentral eller sentral produksjon
- Valg mellom hvilket energiprodukt som skal produseres i tillegg til biokull

Desentral produksjon defineres som produksjon av biokull og energi hvor anlegget forflyttes mellom forhåndsdefinerte steder og hvor det på disse steder lagres råstoff for en definert produksjonsperiode.

Sentral produksjon defineres som produksjon av biokull og energi hvor anlegget står permanent på et sted.

Konsepter for konvertering av biomasse vil uvilkårlig bli stilt overfor valget mellom større eller mindre anlegg. Det er en balansegang mellom oppnåelse av skalafordeler ved større anlegg og lavere transportkostnader for inntransportert biomasse ved mindre anlegg.

Det vises i fig. 3 hvordan gjennomsnittlig transportavstand øker som en funksjon av halmbehov i et produksjonsanlegg for biokull.

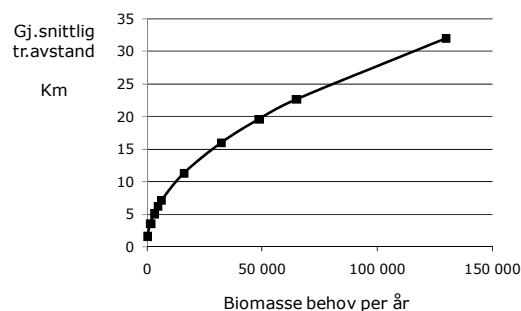


Fig. 3. Biomassebehov ved økende transportavstand

I tillegg til skalafordeler og transportkostnad vil følgende faktorer være del i en prosess hvor man vurderer desentral eller sentral produksjon:

- Biomasseressurser i det vurderte område
- Etterspørsel etter biomasse i området
- Type biomasse tilgjengelig og nødvendig forbehandling før konvertering
- Transportmetoder
- Egnede steder for produksjon av biokull, energi
- Lagringsmuligheter for biomasse og biokull
- Karakter på verdikjeden for frembringelse av råstoff, distribusjon av energiprodukter

Det er i tabell 1 sammenfattet noen av de viktigste fordeler ved desentral og sentral produksjon.

Tabell 1. Sammenfatning av fordeler ved sentral og desentral produksjon med biomasse som råstoff

System	Fordeler
Sentral produksjon	Mulighet for skalafordeler gjennom lavere produksjonskostnad per produsert enhet Et strømlinjeformet logistikk-system som gir forutsigbarhet og mulighet for mindre lagre av biomasse på sted for produksjon
Desentral produksjon	Lavere transportkostnad på biomasse inn til anlegg og lavere transportkostnad på biokull ut fra anlegg for anvendelse i jordbruk. Mulighet for utnyttelse av biomasse ressurs-er med lav kostnad som det ikke er økonomisk forsvarlig å transportere ut av et område for bruk i et sentralt plassert anlegg

Produksjonssystemer for biokull med plassering av biokull i jord kan deles inn i tre hovedkomponenter (Brick 2010):

- Råstoff innhenting og -forbehandling
- Råstoffkonvertering
- Biokullhåndtering, transport og spredning på åker

Flere forskjellige kombinasjoner av råstoffer og systemkonfigurasjoner kan tenkes brukt i biokullproduksjon. Mange av disse kombinasjoner er beskrevet i litteraturen. Per i dag forefinnes det ingen kommersielle anlegg for biokullproduksjon (Brick 2010). Man har dermed ikke et sammenligningsgrunnlag for et mulig demonstrasjonsanlegg i Solør-Odal.

Det forefinnes enkelte pilotlignende anlegg som produserer biokull. Disse er viktige for forståelsen av helheten ved produksjon av biokull. Imidlertid gir disse anlegg ikke innsikt i anskaffelsen av råstoff, håndtering av biokull, transport av biokull eller spredning av biokull på åker. Dette er kritiske aspekter ved et system for biokullproduksjon, for vurdering av det økonomiske potensialet og de miljømessige aspekter (Brick 2010).

Valget mellom desentral eller sentral produksjon har en systemteknisk dimensjon og en lokal dimensjon. I den systemtekniske ligger type anlegg og tekniske parametre. I den lokale ligger forhold knyttet til verdikjeden.

3.3.3 Valg om eller hvilket energiprodukt som skal produseres

Konverteringsteknologiene pyrolyse og gassifisering vil i tillegg til biokull kunne produsere energi. Det kan velges mellom forskjellige energiformer.

Det gis i fig. 4 en oversikt over utbytteforhold ved hurtig, sakte pyrolyse og gassifisering.

Tidlige økonomiske vurderinger på produksjon av biokull tyder på at produksjon av biokull må foregå i samproduksjon med energi. Leveranse av biokull alene til aktører i landbruket vil ikke være økonomisk lønnsomt. Et valg må derfor foretas mellom energiformer som kan leveres til brukere. Fra fig. 4 ser man at gassifisering har en høy andel syntesegass som kan konverteres til el eller varme. Tilsvarende ser man at hurtig pyrolyse har en høy andel bioolje. For begge disse konverteringsteknologier dominerer energiproduksjon over produksjon av biokull. Med høyere inntekter fra el, varme eller bioolje enn fra biokull skulle dette tyde på en mer fordelaktig driftsøkonomi ved hurtig pyrolyse og gassifisering.

For sammenligning vil det i denne rapport bli presentert anlegg med verdikjeder som gir el, varme og bioolje som sluttprodukt i tillegg til biokull.

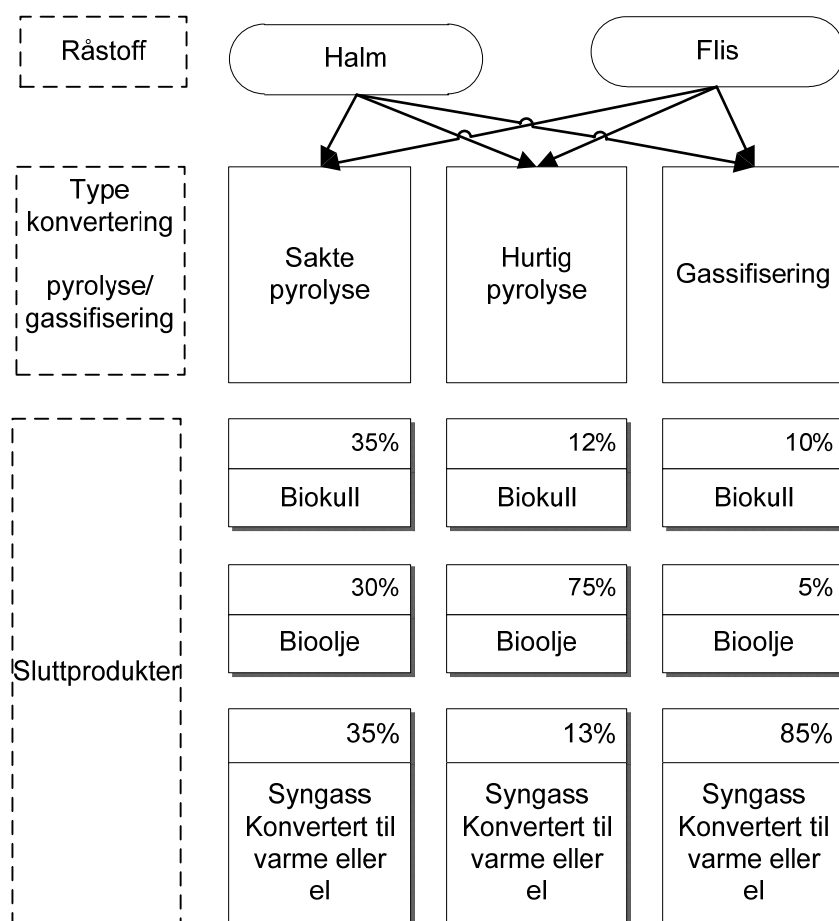


Fig. 4. Typiske utbytteforhold ved hurtig, sakte pyrolyse og gassifisering. (Kilde for utbytteforhold er Bridgewater)

3.4 SYSTEMAVGRENSNING

3.4.1 Utplasseringsstrategi: desentrale mot sentrale anlegg

Det diskuteres i forprosjektet utplassering av desentrale anlegg. Det ble ved starten på forprosjektet vurdert at desentrale anlegg har visse fordeler over sentrale anlegg. I forprosjektet forsøkes verifisert eller avkreftet om dette er tilfelle.

En egenskap ved biomasse er at uttaket skjer romlig over et større geografisk område i motsetning til utvinning av olje hvor uttaket er lokalisert til en kilde. Bruk av biomasse som råstoff fordrer en annen logistikkmodell enn olje (Renew 2008). Videre er det en antagelse at transportavstand har en vesentlig innvirkning på totalkostnad.

Med mobile anlegg tillates at anlegget kan transporteres til områder hvor biomassen produseres. Dette er en produksjonsmodell med et annet utgangspunkt enn en modell hvor all biomasse transporteres til et sentralt plassert anlegg. Med mobile anlegg har man i tillegg til transportaspektet følgende forhold eller fordeler (tilpasset og etter Joyce 2010):

- Tilgang til biomasse som har en sesongmessig produksjon
- Mulighet for transport av enhet til et annet regionalt område når lokal ressurs av biomasse er forbrukt.
- Unngåtte faste kostnader relatert til å etablere samt opprettholde en stasjonær enhet

Tidlige økonomiske beregninger indikerer at skal biokullproduksjon være lønnsom, må det i tillegg til biokull produseres energi. Dette kan være: elektrisitet levert til nett eller bruker; varme til bruker som varmtvann eller bioolje til bruker for bruk i for eksempel spisslastproduksjon av fjernvarme. Uten tilleggsmomentet med levering av energi vil en optimal produksjon av biokull være på eller ved åker.

Enkelte har fremstilt tanker om produksjon av biokull i kombinasjon med innsamling, produksjon av biomasse. Et eksempel er Nils Bech ved DTU i Danmark (Bech 2009) og utvikling av en hurtig pyrolyse enhet som virker sammen med en halmtresker for produksjon av biokull og bioolje. Det er i forprosjektet vurdert at anlegg i denne kategori ikke er utviklet godt nok for bruk i et demonstrasjonsprosjekt. I forprosjektet vurderes derfor en verdikjede for halm hvor biomasse inntransporteres til et sted som egner seg for produksjon av pyrolyse og hvor biomasse og biokull kan lagres samtidig som energiprodukter kan distribueres til brukere.

Med mobile anlegg kommer umiddelbart spørsmålet om optimal lokalisering av anlegg i forhold til biomasse ressurser, inntransport av disse, og levering av biokull, energi. Identifikasjon av en optimal utplasseringsstrategi fordrer god kjennskap til kostnadsfunksjoner i verdikjeden opp mot produksjonsanlegget og tilsvarende nedstrøms for anlegget. Problemet med lokalisering er i litteraturen omtalt som "facilities location problem" og det er utviklet flere softwaremodeller for optimal plassering av anlegg. Se for eksempel arbeide til Sintef med modellen eTransport (Dyken et al. 2010) og Wageningen Universitetet med BIOLOCO modellen (Geijzendorffer et al. 2008). Under prosjektet er det tatt kontakt med Sintef og Wageningen om mulig bruk av respektiv modell. Både eTransport og BIOLOCO kan anvendes i en simulering av drift for vurdering av optimal anleggsplasing og verdikjedevurdering.

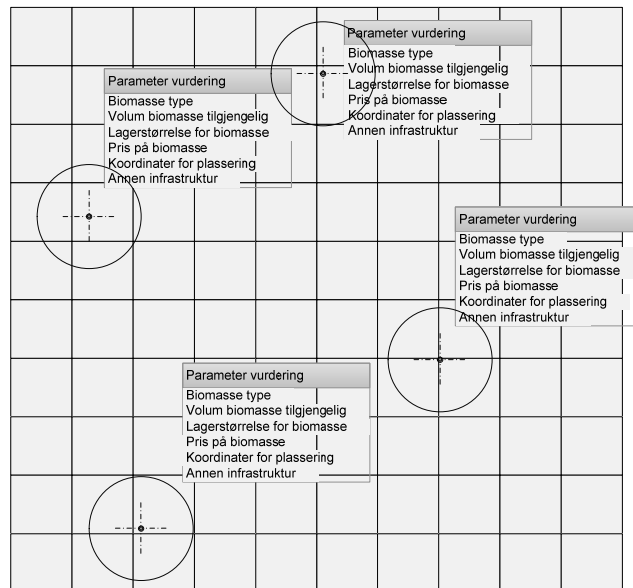


Fig. 5. Simulering av optimal utplassering av anlegg

Det ligger utenfor dette forprosjekts oppgave å vurdere en optimal plassering av mobile anlegg, men innenfor å forslå ut fra et subjektivt skjønn i samråd med lokale aktører en beste plassering. Det er således i forprosjektet utført en kvalitativ vurdering av de forhold som eksisterer i Solør-Odal og hvilke muligheter mobile anlegg kan operere under. I henhold til denne vurdering og i diskusjon med lokale aktører har man vurdert lokalisering, drift av mobile og stasjonære produksjonsanlegg for biokull.

3.4.2 Systemavgrensning

Rapporten vurderer forhold ved verdikjeden for biokull og relaterte økonomiske sider ved etablering av pilotanlegg for biokullproduksjon.

Fig. 6 gir en systemavgrensning for rapporten med hensyn til parametre som tilføres rapporten fra andre delrapporter i forprosjektet.

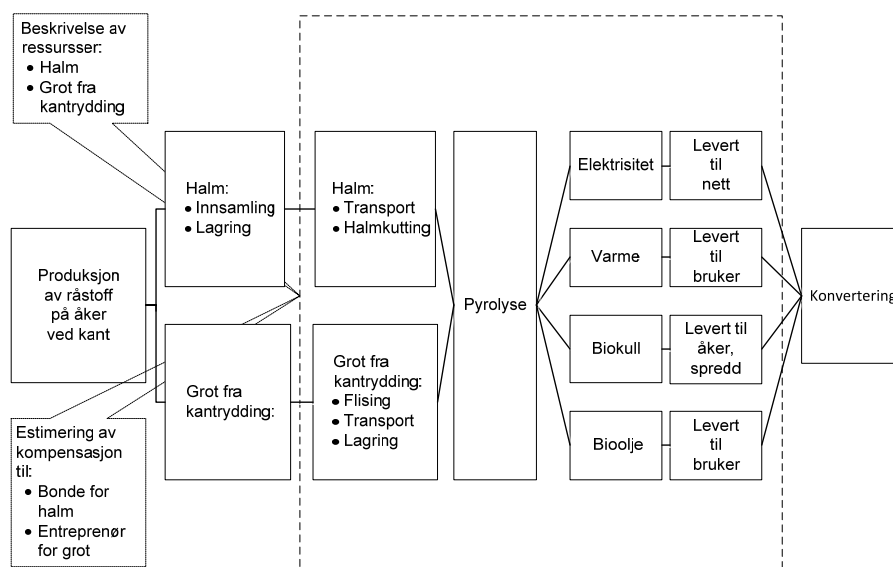


Fig. 6. Systemavgrensning for rapport (stiplet linje)

3.5 BESKRIVELSE AV VERDIKJEDE

3.5.1 Introduksjon

Valg av verdikjede står sentralt ved produksjon av biokull. En positiv introduksjon av biokull er avhengig av verdiskapning på alle ledd i verdikjeden.

3.5.2 Verdikjede

Overordnede forutsetninger for etablering av en verdikjede for biokull vil være:

- Råstoff kjøpes inn fra aktører i jordbruk, skogbruk
- Råstoffet konverteres til biokull med samproduksjon av enten varme, elektrisitet eller bioolje
- Produserte produkter transporteres til sluttbrukere
- Verdikjeden baseres på kriterier for bærekraftig uttak av biomasse og transport av biomasse

Disse forutsetningene kan legges inn i en kjede som vist i fig. 7. Verdikjeden viser til at karbonrike materialer kan hentes inn lokalt og videreforedles til biokull og energiprodukter. De videreforedledte produktene kan i en sirkulær prosess tilbakeleveres til opprinnelige råstoffleverandører eller leveres videre i kjeden.

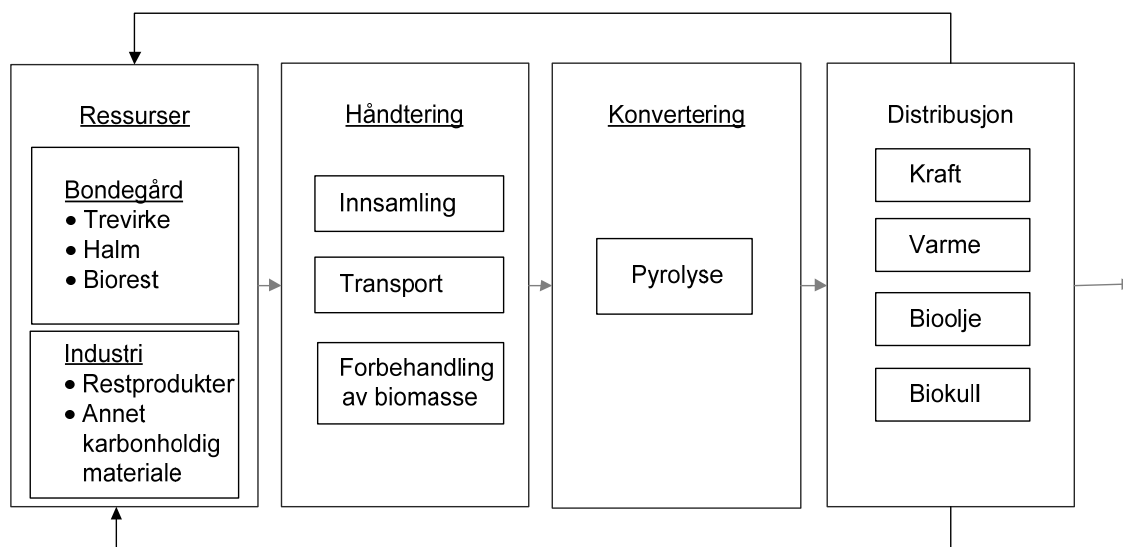


Fig. 7. Overordnet verdikjede for biokull.

3.5.3 Kriterier og valg av verdikjede i et demonstrasjonsprosjekt

Innenfor den viste verdikjede i fig. 7 forefinnes alternativer med hensyn til drift av et anlegg.

Med referanse til delrapport 1 av forprosjektet gis i det følgende enkelte mål for konfigurering og drift av et biokullproduksjonsanlegg i et demonstrasjonsprosjekt.

Overordnede mål

- Etablere en verdikjede for frembringelse av råstoff til et biokullproduksjonsanlegg og distribusjon av produserte produkter til sluttbrukere
- Etablere samproduksjon av biokull og energi
- Demonstrere karbonlagring gjennom plassering av biokull i jord
- Etablere en verdikjede som i størst mulig grad opererer innenfor dagens situasjon i jordbruk, skogbruk i Solør-Odal.

Underordnede mål

- Anvende residualprodukter fra jordbruk, skogbruk som råstoff
- Etablere samarbeid med bønder i Solør-Odal for råstoffleveranser
- Etablere samarbeid med lokale aktører i Solør-Odal om energileveranse
- I størst mulig grad plassere et anlegg slik at det blir kortest mulig transportavstand mellom uttak av råstoff og anlegg
- I størst mulig grad plassere et anlegg slik at dette ikke medfører støy, annen forstyrrelse for lokal befolkning

3.5.4 Valg av verdikjede for et demonstrasjonsprosjekt

Med referanse til de oppgitte mål vurderes to verdikjeder for et biokullproduksjonsanlegg i Solør-Odal. De to råstoffene halm og grot vil ha forskjeller i inngående logistikk. Disse forskjeller gjør at det vurderes mobile anlegg med halm som råstoff og stasjonære anlegg med flis som råstoff. De mobile anlegg forflyttes mellom predefinerte steder, mens de stasjonære står til en flisterminal.

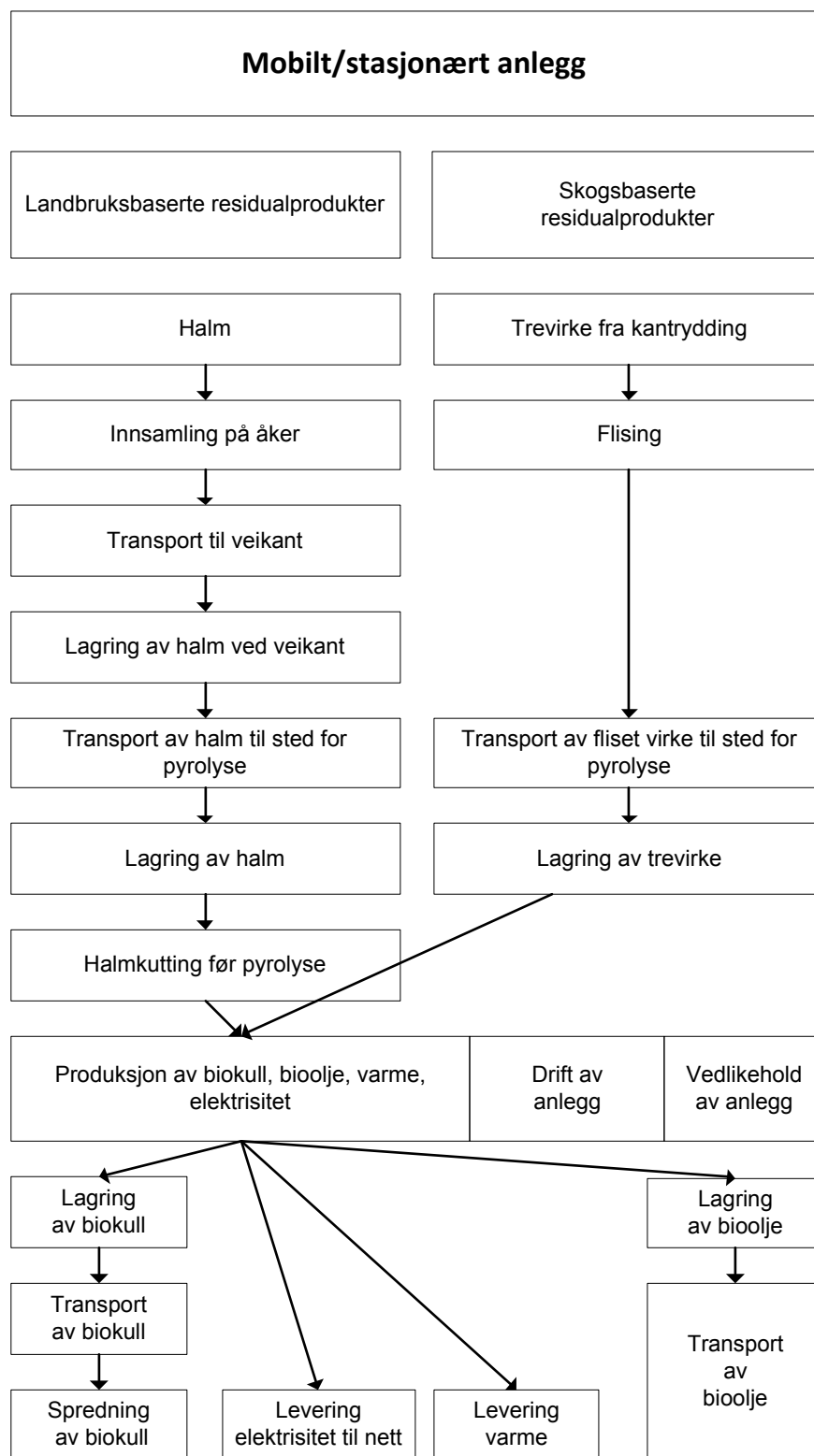


Fig. 8. Vurdert verdikjede for et demonstrasjonsprosjekt.

Tabell 2. Sammenfatning av verdikjede med halm som råstoff

Aktivitet	Beskrivelse	Maskinenheter brukt for utførelse av aktiviteten
Innsamling på åker	Balling	Traktor, baller, presser, typiske enheter i jordbruket
	Pressing	
	Innsamling av halmballer	
Transport til veikant	Opplasting	Traktor med henger
	Transport	
	Lossing	
Lagring av halmballer ved veikant	Påføring presenning, dekke, evt pøsepakking	
Transport av halm til sted for pyrolyse	Vurdering av kvalitet på halm og aksept evt retur av halm.	Traktor, truck
	Opplasting	
	Lossing	
Lagring av halmballer ved sted for konvertering til biokull	Kortidslagring	
Halmkutting før pyrolyse	Omdanning til godkjent partikkelstørrelse	Halmkutter
Pyrolyse	Konvertering	Pyrolyse eller gassifiserings-enhet
Lagring av biokull	Lagring på plastikk under presenning, lagring i storsekk	
Transport av biokull	Transport til åker	Truck med henger
Spredning av biokull	Spredning av biokull på åker	Kalkingsvogn
Levering av el til nett		
Levering av varme til bruker		
Transport av bioolje	Transport til bruker	Tankbil

Tabell 3. Sammenfatning av verdikjede med flis som råstoff

Aktivitet	Beskrivelse	Maskinenheter brukt for utførelse av aktiviteten
Skogsdrift, transport av virke til velteplass	Høsting av skogsvirke og terrengtransport fra stubbe til bilvei	Hogstmaskin
Flising ved vei-, skog-, åkerkant	En terrenggående maskin fliser virke i egen lastholder for levering i transportcontainer eller en stasjonær enhet ved vei fliser virke for direkte plassering i transportcontainer	Terrenggående eller stasjonær fliser
Transport av virke til terminal	Transport	Truck
Lagring av virke på terminal	Lagring	

Pyrolyseprosessen aksepterer forskjellige typer råstoff og produksjon kan dermed skje med forskjellige typer biomasse ettersom dette blir tilgjengelig gjennom året. Eksempler kan være bruk av halm ettersom dette gjøres tilgjengelig fra landbruket på høsten, eller grot fra tynningsvirke, kantrydding ettersom dette produseres i en variabel syklus hos lokal entreprenør.

Spredning av biokull forventes å skje til forskjellige tider på året, mest sannsynlig tidlig vår og sen høst. I disse periodene har man mulighet for å bruke traktor eller annen redskap for spredning uten å skade avling. Kontinuerlig produksjon av biokull medfører dermed at egnede lagringssteder for biokull må etableres. I denne rapport forutsettes dette å være ved kant av jorde, lagret i storsekk med tappestuss. Biokull er følsomt for fukt og alternativ til veikant og storsekk kan være lagringshall. Om dette er nødvendig vil man kunne avdekke gjennom et demonstrasjonsprosjekt.

3.5.5 Valg av energiprodukt

Pyrolyseprosessen gir i tillegg til et karbonholdig produkt en gass som kan: brennes for konvertering til varme, til elektrisitet, eller kondenseres for konvertering til bioolje.

Et valg mellom disse tre produktene vil avhenge av:

- Virkningsgrad, utbytteforhold i prosessen
- Pris på sluttprodukt
- Mulighet for levering

Av disse vil de to første ha økonomiske innvirkning, mens det tredje punktet går på tilgang til markeder for levering.

Tabell 4 gir en oversikt over studier som har indikert nullpunktverdier for lønnsom drift ved biokullproduksjon. Studiene har forskjellige forutsetninger som gjør at det er vanskelig å sammenligne dem imellom og til de lønnsomhetsberegninger som utføres i dette forprosjekt. De gir imidlertid en pekepinn på retning.

Studiene til Granatstein et al. (2009) og Polaygye (2005) indikerer at større stasjonære anlegg gir en lavere produksjonskostnad for biokull og bioolje. Roberts analyse viser at hageavfall som råstoff gir høye inntekter og tilsvarende lav CO₂-

tiltakskostnad. Mye av grunnen til Roberts lave tall for CO₂-tiltakskostnad er muligens at det for hageavfall er inkludert en tipping fee, eller en mottaksavgift, på USD 27/tonn (NOK 162/tonn) ved fukt prosent.

Tabell 4. Sammenfatning av studier som indikerer nullpunkt for lønnsomhet

Studie	Råstoff	Type studie	Type anlegg Slutt produkter	Nullpunkt for lønnsomhet		
				Bio-olje	Bio-kull	Karbon-kreditt
				NOK/kWh	NOK/kg	NOK/tonn CO ₂
Granatstein et al. 2009	Grot	Lønnsomhetsanalyse	Mobilt: 10 tonn biomasse /dag SG, BK, BO, KL, KA	1,31 ¹	12,46 ¹	
Granatstein et al. 2009	Grot	Lønnsomhetsanalyse	Stort stasjonært 1816 tonn biomasse/dag SG, BK, BO, KL, KA	0,36 ¹	1,15 ¹	
Polaygye 2005	Grot	Lønnsomhetsanalyse	Mobilt BK, BO	0,46		
Polaygye 2005	Grot	Lønnsomhetsanalyse	Stort stasjonært BK, BO	0,08		
Roberts et al. 2010a	Restprodukt fra mais produksjon	Livsløpsanalyse	SG, BK			240
	Hageavfall					12
	Switchgrass					372

Noter:

1. Inkluderer transportkostnader på råstoff (60 km), men ikke transportkostnader på biokull, bioolje til sluttbruker. Inkluderer ikke leiekostnader for grunn
2. Omregning:
Valuta: NOK/USD = 6
Energiinnhold bioolje: 5 kWh/liter
Forkortelser:
BK = Biokull; SG = Syngass; BO = Bioolje; KL = Karbonlagring; KA = Kalkingsevne;
V= Varme

Granatstein et al. (2009) diskuterer bytteforholdet mellom biokull og bioolje. Normalt vil pris på bioolje, uttrykt f.eks på energibasis, være høyere enn biokull og man vil søke å ha et optimalt utbytteforhold mellom biokull og bioolje for maksimering av inntekt.

Granatstein et al. forutsetter at temperaturen i reaktor kan reguleres over et gitt temperaturområde og således endre utbytteforholdet mellom biokull og bioolje. Når temperatur i reaktor heves, vil utbytte av bioolje øke, og visa versa vil utbytte av

biokull øke hvis temperatur senkes. Se fig. 4 side 108 for typiske utbytteforhold ved sakte og hurtig pyrolyse.

Dette forhold er grafisk presentert i fig. 9 ved linje (b). Ethvert punkt på denne linjen representerer produksjonsnivåer for biokull og bioolje ved forskjellige temperaturer. Linje (a) viser maksimert inntekt ved produksjonsnivåer for henholdsvis biokull og bioolje. Det optimale produksjonsnivået vil være hvor linje (a) er en tangent til linje (b). Hvis prisen på bioolje skulle øke vil man se at tangentlinjen forskyves og et nytt optimalt produksjonsnivå dannes.

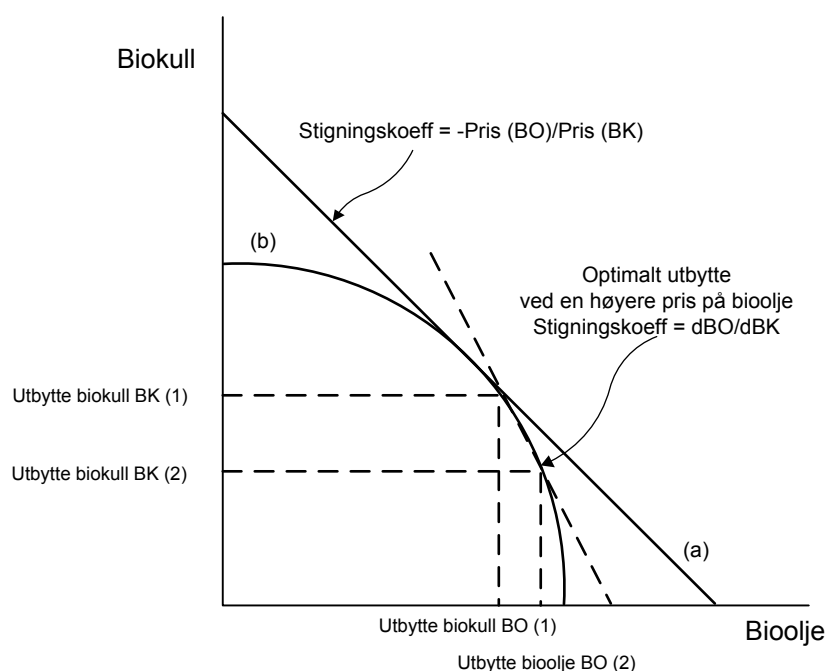


Fig. 9. Optimalt utbytteforhold mellom biokull og bioolje i forhold til endringer i pris (Granatstein et al. 2009)

Produsenten Dynamotive (2009a) oppgir at energiinnholdet på produsert biokull fra deres flytende sengreaktor er på 28-29 GJ/tonn. Tilsvarende har biooljen et energiinnhold på 17,57 GJ/tonn (4,88 kWh/kg), iflg Dynamotive (2009b). En antatt pris på bioolje i det norske markedet kan være 0,44 kr/kWh. Omregnes denne pris på energibasis vil den tilsvare 2,15 kr/kg. Det antas at biokull kan oppnå en pris på 1,00 kr/kg ved salg til jordbruket.

Ut fra det ovenstående vil det lønne seg å produsere mer bioolje enn biokull.

Det har i forprosjektet vært ført en dialog med Eidsiva som netteier i Solør om mulig oppkobling i nett og levering av el. Et mulig scenario ved produksjon av biokull er samproduksjon av biokull og elektrisitet for levering av el til nett.

Solør som region er godt dekket med et 11 kV linjenett og det ble initielt sett som mulig at man gjennom en egen transformator eller gjennom en eksisterende transformator med ledig kapasitet kunne levere kraft til nett. Forprosjektet har avdekket slike muligheter, men det er vurdert at Eidsiva ikke ser denne mulighet som riktig å videreføre.

Det er etter diskusjon og synfaring i Solør-Odal vurdert muligheter for samproduksjon av biokull og varme. Det virker som om muligheten er tilstede for levering av varme hos enkelte aktører. Det er imidlertid vurdert det dit hen at etablering av et prosjekt for levering av biokull og varme vil ha en betydelig lengere oppstartsperiode enn ved levering av bioolje eller elektrisitet. Ved levering av varme vil et kriterium være å identifisere en mulig bruker med et varmebehov som tilsvarer termisk kapasitet på et biokullproduksjonsanlegg. Produsenter av anlegg for biokullproduksjon har ikke drevet utviklingen langt nok til at man kan velge mellom anlegg av forskjellige termisk kapasitet. Det er vurdert at identifisering av en mulig avtager av varme blir vanskelig med de begrensninger som foreligger på dagens biokullproduksjonsanlegg. Dette gjør at man har sett bort fra muligheter for levering av varme fra et biokullproduksjonsanlegg.

Den mest sannsynlige energiformen som kan leveres fra et biokullproduksjonsanlegg i Solør, blir derfor bioolje.

3.6 VALG AV ANLEGG

Ved vurdering av anlegg for biokullproduksjon vil tradisjonelle fremgangsmåter for evaluering av produksjonsanlegg kunne brukes. I slike vurderinger vil man se på forhold under installasjon og drift og relaterte risiki. I tillegg innhentes sammenligningsparametre på produksjon, virkningsgrad og andre ytelsesdata.

Det ligger kun til forprosjektet å utføre en overordnet vurdering av mulige anlegg for biokullproduksjon og ikke foreta en detaljvurdering eller utarbeide detaljerte spesifikasjoner under en anleggsevaluering.

Det har i denne studie blitt foretatt en vurdering av anlegg som er ansett å kunne bli installert i Solør-Odal sent i 2012, tidlig i 2013. Pyrolyseteknologien og produksjon av biokull er fra tidligere godt kjent, men bruk av pyrolyseteknologien for produksjon av biokull med tilpassede egenskaper i en industriell sammenheng er ukjent. Det må derfor påregnes teknologiske utfordringer, noe som taler for at man i begynnelsen introduserer biokull gjennom et demonstrasjonsprosjekt.

En bærende tanke ved etableringen av forprosjektet har vært bruk av mobile anlegg for utnyttelse av restprodukter i jordbruk, skogbruk. For å etablere et sammenligningsgrunnlag er det vurdert stasjonære og mobile anlegg for biokullproduksjon med relaterte verdikjeder for begge typer anlegg.

Et annet viktig prinsipp ved etableringen av forprosjektet har vært bruk av mindre pyrolyseanlegg som kan utnytte mindre biomasseressurser og utvise en fleksibilitet med hensyn til hvor de måtte forekomme i lokalsamfunnet.

En siste faktor er at det vært ønskelig å se på mindre anlegg som har lave kapitalkostnader. Med det muliggjøres en lokal finansiering av slike anlegg. En problemstilling i prosjektet har derfor vært store anlegg mot mindre anlegg.

Joyce (2010) nevner enkelte vurderingsparametre og faktorer ved vurdering av mindre anlegg mot større anlegg. Hans kommentarer er sammenstilt i tabell 48 side 180.

Pyrolyseanlegg vil normalt være konfigurert for produksjon under enten sakte eller hurtig pyrolyse. Disse to produksjonsmåtene gir forskjellig utbytte mellom det

karbonholdige produktet og produsert energi. I tillegg er det forventet at kvaliteten på det karbonholdige produktet vil endre seg mellom sakte og hurtig pyrolyse.

Det er derfor i prosjektet foretrukket anlegg som gir mulighet for regulering av temperatur i reaktor og oppholdstid på biomassen i reaktor. Med det gis en mulighet til å velge forhold som gir en kvalitet på biokullet tilpasset forholdene i Solør-Odal og mulighet for mindre eller høyere energiproduksjon. Selv om man har denne frihet til å regulere på produksjonsprosessen, vil den overordnede konfigurasjon på anlegget fremdeles gjelde. Det vil si at anleggene konfigureres for drift med enten levering av bioolje eller levering av kombinert varme eller elektrisitet. Det må således gjøres et valg mellom sluttprodukt på energi.

3.7 BARRIERER FOR ETABLERING AV VERDIKJEDE MED BRUK AV HALM SOM RÅSTOFF

Det ble i rapporten til Barrierestudiet for fornybar energi (Enova 2007) fremhevet to barrierer som virket mot økt utbygging av lokale varmesentraler og nærvarmeanlegg. Det var:

- Manglende marked
- Manglende lønnsomhet

Tilsvarende er begge disse to inngangsbarrierene identifisert som de vanskeligste å overkomme ved introduksjon av biokull. Det eksisterer ikke et marked for biokull innenfor jordbruk eller annen markedssektor med unntak av karbon brukt i smelteverksindustrien. Hvis biokull skal få en utbredelse innenfor jordbruk, må det etableres en praksis hos bønder. Den andre store identifiserte barrieren er mangel på økonomisk lønnsomhet. Det er i tidlige beregninger, f.eks fra Klimakur2020, (KLIF 2010) indikert at biokull må bli tilført en økonomisk kompensasjon for å oppnå lønnsomhet ved produksjon.

3.8 FORUTSETNINGER FRA TIDLIGERE ARBEIDE, LITTERATUR

3.8.1 Solør-Odal

Definert område for et demonstrasjonsanlegg

Det er i forprosjektet valgt Solør-Odal som område for et pilotanlegg.

Solør er valgt på grunn av at området:

- Har en sandholdig jordtype. Flere av biokulls egenskaper vil komme til nytte i denne jordtype, blant annet vannholdingsegenskapen
- Har store bioenergiressurser i form av nærliggende skogsområder og store uutnyttede halmressurser. Området er et stort kornproduserende område
- Har en stor potetproduksjon med utstrakt bruk av plantevernmidler. Området gjør det mulig å vurdere, teste biokulls evne til å adsorbere plantevernmidler før det eventuelt går til grunnvann

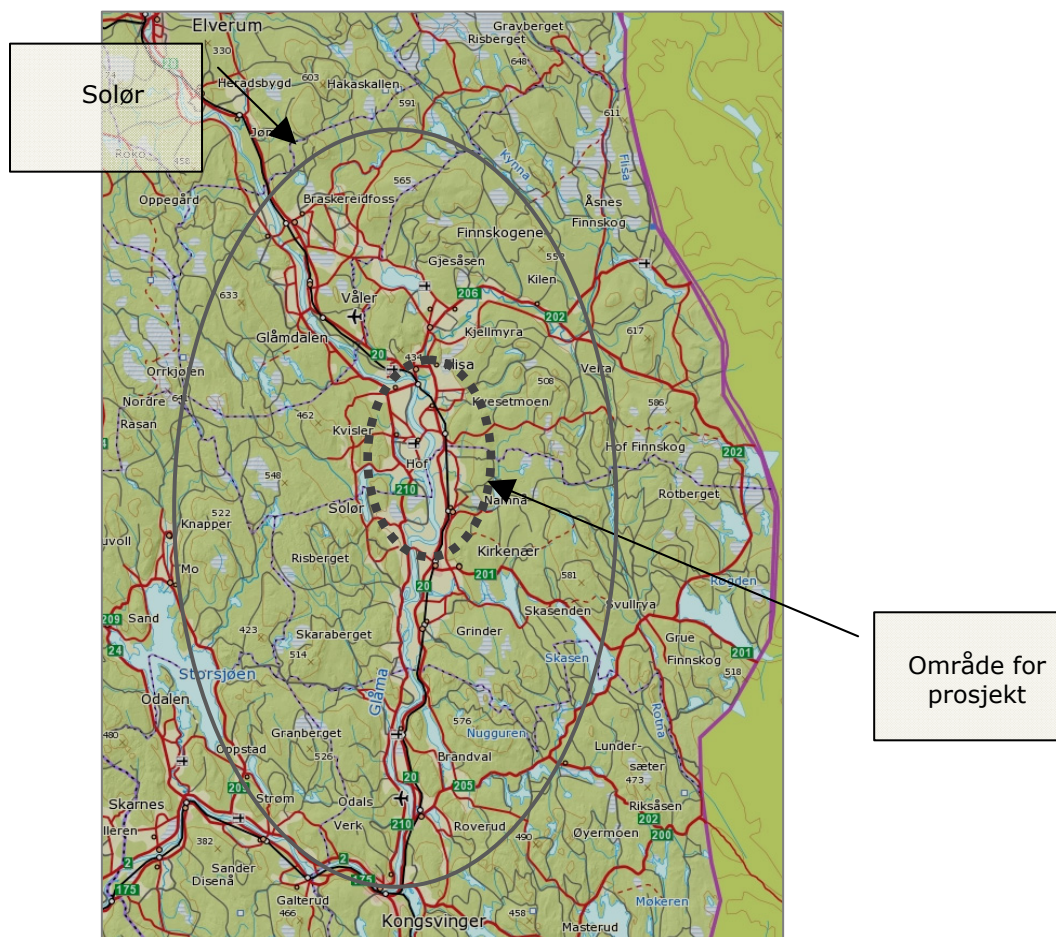


Fig. 10. Kart over Solør med valgt område for et biokull demonstrasjonsprosjekt

De nevnte grunner for valg av Solør-Odal gir referanser til jordbruksmessige forhold. I området foreligger i tillegg enkelte muligheter for levering av energi. Solør fremstår som et område med kort avstand mellom de enkelte ledd i en verdikjede for effektiv kobling av ressurser, levering av biokull, levering av energi.

Råstoffvolumer

Det er utarbeidet estimer på råstoffvolumer. Det er i avsnitt 1.9 vist areal i Solør-Odal og mulige halmmengder per daa i kommunene i området. Det er for utregningen av tilgjengelig halmmengder (0% fukt) brukt en forutsetning om uttak 2 år i en 5 års omløpsperiode -- derav 1 år med potet.

Tabell 5. Halmmengder tilgjengelig i Solør-Odal

Plantekultur	Enhet	Vår hvete	Høst hvete	Høstrug	Bygg	Havre	Sum
Areal Solør-Odal	daa	24 376	2 610	3 611	116 364	143 418	290 379
Halm (15% fukt)	kg/daa	398	450	350	274	383	
Halm (0% fukt)	kg/daa	338	383	298	233	326	
Mengde halm (0% fukt)	Tonn/år	8 239	1 000	1 076	27 113	46 754	84 182

Det er ansett at halmmengdene i kommunene i Solør-Odal er mer enn tilstrekkelig for å kunne dekke råstoffbehovet til et av de vurderte pyrolyseanlegg.

Levering av råstoff

Det forutsettes at råstoff leveres til et demonstrasjonsanlegg under et kontraktsbasert forhold.

Under et kontraktsforhold reguleres pris og leveringsmåte. Leveringsmåte kan enten være direkte til anlegg eller levert ved veikant fra åker.

Pris på råstoff er vanskelig å estimere i forkant og vil innen et definert distrikt kunne variere med lokale forhold.

Det antas at råstoff kan leveres til et anlegg gjennom forskjellige kontraktsbaserte systemer:

- Direkte fra bonde for flerårig kontraktsbasert leveranse
- Direkte fra bonde for korttidssesong basert leveranse (kontrakt over f.eks et halvt år)
- Indirekte ved at bonde oppretter et kontraktsforhold med en felles organisasjon som igjen vil være kontraktspart overfor anlegget. Det kontraktsmessige forhold kan være korttids- eller langtidsbasert

Variasjoner på de ovennevnte forhold kan eksistere. Anlegget kan f.eks kontrahere for et bestemt volum med klausuler som gir bonden mulighet for å trekke en del av volumet på grunn av værforhold, andre forhold. Anlegget vil så måtte dekke sitt råstoffbehov gjennom innkjøp i et spotmarked.

3.8.2 Valg av steder for plassering av anlegg

Forprosjektet arbeider under forutsetninger om forløpet for kostnader i et biokullproduksjonsanlegg som vist i fig. 11. Figuren viser at ettersom produksjonskapasiteten øker, vil total kostnad på levert biomasse stige, mens kapitalkostnaden synker per enhet produsert. Linjen for totale kostnader indikerer at det for bioenergianlegg er en optimal kapasitetsstørrelse. Det man søker, er et optimalt forhold mellom skalaeffekten uttrykt gjennom lavere kapitalkostnad ved høyere produksjonskapasitet og en kort transportavstand for henting av biomassen uttrykt gjennom total kostnad på levert biomasse.

I dette ligger problemet med innføring av bioenergi. Teknologi for konvertering av biomasse kan til dels karakteriseres som ny teknologi med en høy kostnad i sin tidlige markedsintroduksjon. Dette har medført at man ved etablering av bioenergianlegg har etablert større anlegg for å utnytte skalaeffekten gjennom stor produksjonskapasitet, men samtidig pådratt seg høyere driftskostnader gjennom kostnaden på levert biomasse.

Fig. 11 viser at hvis mengde biomasse som høstes per arealenhet er lav med medført større transportbehov, vil dette flytte linjen oppover for total kostnad på levert biomasse og med det skifte nedover optimal produksjonskapasitet på anlegget (Jacobson 2009).

Figuren viser videre at hvis kostnaden på biomasse er fast innenfor et geografisk område, det vil si at halm selges til samme pris upåvirket av produksjonskapasitet mellom anlegg, vil kostnaden for biomasse ikke ha noen påvirkning på den optimale produksjonskapasitet. Det vil kun være biomassekostnader som varierer med avstand til anlegget, som vil påvirke den optimale kapasitet på et anlegg (Jacobson 2009).

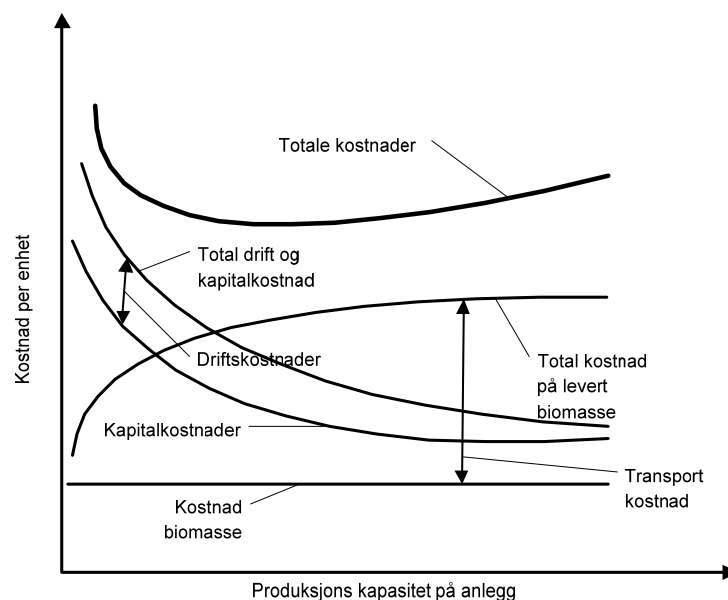


Fig. 11. Konseptuell fremstilling av utviklingen i kostnader for et pyrolyse anlegg med økende produksjonskapasitet (etter Jacobson et al. 2009)

3.9 DRIFTSINNTEKTER

3.9.1 Biokull

Det er få referanser for salg av biokull til jordbruket. De fleste referansene som gis, er for salg av biokull på ikke-kommersielle betingelser til testforsøk. Det er i tabell 39, side 174 vist angitt pris for salg av biokull fra produsenten Dynamotive til testprosjektet BlueLeaf i Kanada, kr 3,00 per kg. Det er også angitt pris fra sveitsisk produsent på ca kr 5 per kg ved levering av 1 tonn.

Pris på biokull er estimert til kr 1,00/kg ved hjelp av marginanalyse for bygg og havre som vist i tabeller nedenfor. Den estimerte pris er beheftet med usikkerhet og en nærmere verifisering er nødvendig før man kan si noe om nøyaktigheten på estimatet.

Tabell 6. Marginanalyse for bestemmelse av pris på biokull med bygg som avling

Opprinnelig dekningskalkyle				Ny dekningskalkyle med biokull				
	Bygg			Økn/ red	Bygg			
	Salgbar avling kg/daa	Pris kr	Inntekt kr/daa		Salgbar avling kg/daa	Pris kr	Inntekt kr/daa	Periodisert Årlig Inntekt kr/daa
Korn	475	2,16	1 026	10 %	523	2,16	1 129	1 129
Areal og kulturlanskapstilskudd			344				344	344
Sum			1 370				1 473	1 473
	Mengde kg/daa	Pris kr/kg	Kostnad, kr/daa	-7 %	Mengde kg/daa	Pris kr/kg	Kostnad kr/daa	Periodisert Årlig Kostnad kr/daa
Såfrø	11	4,75	52	-10 %	11	4,75	52	52
Fullgjødsel 22-3-10	52	2,90	151		48	2,90	140	140
Biokull					500	1,00	500	65
Transport av biokull (lastebil)					500	0,03	13	2
Spredekostnad biokull					500	0,10	50	6
Salgsavanse til produsent av biokull					500	0,06	30	4
Kalking			30				27	27
Plv. Ugras			18				18	18
Plv. Insekt			10				10	10
Plv. Sopp			40				40	40
Tørking	475	0,08	39	3 %	523	0,08	43	43
Rens/beis	10	0,90	9		10	0,90	9	9
Partikostnad			6				6	6
Sum			355				937	422
Godtgjørelse til bonde for håndtering av biokull, insentiv for å ta i bruk biokull				5 %			25	3
Dekningsbidrag								
Inntekter - Variable kostnader			1 015					1 048
- maskinkostnader uten tresking 200,-/daa			300				300	
Sum til å dekke faste utgifter, arbeidsvederlag og event. jordleie.			715				748	

Tabell 7. Marginanalyse for bestemmelse av pris på biokull med havre som avling

Opprinnelig dekningskalkyle				Ny dekningskalkyle med biokull			
	Havre			Økn/ red	Havre		
	Salgbar avling kg/daa	Pris kr	Inntekt kr/daa		Salgbar avling kg/daa	Pris kr	Inntekt kr/daa
							Periodisert Årlig Inntekt kr/daa
Korn	475	1,98	941	10 %	523	1,98	1 035
Areal og kulturlanskapstilskudd			344				344
Sum			1 285			1 379	1 379
	Mengde kg/daa	Pris kr/kg	Kostnad kr/daa		Mengde kg/daa	Pris kr/kg	Kostnad kr/daa
							Periodisert Årlig Kostnad kr/daa
Såfrø	11	4,70	52		11	4,70	52
Fullgjødsel 22-3-10	52	2,90	151	-7 %	48	2,90	140
Biokull					500	1,00	500
Transport av biokull (lastebil)					500	0,03	13
Spredekostnad biokull					500	0,10	50
Salgsavanse biokull					500	0,06	30
Kalking			30	-10 %			27
Plv. Ugras			18				18
Plv. Insekt			10				10
Plv. Sopp			40				40
Tørking	475	0,08	39		523	0,08	43
Rens/beis	10	0,90	9		10	0,90	9
Partikostnad			6				6
Sum			354			937	421
Godtgjørelse til bonde for håndtering av biokull, insentiv for å ta i bruk biokull						25	3
Dekningsbidrag							
Inntekter - Variable kostnader			930	3 %			954
- maskinkostnader uten tresking 200,- /daa			300				300
Sum til å dekke faste utgifter, arbeidsvederlag og event. jordleie.			630	4 %			654

Noter:

1. Kilder for den opprinnelige dekningskalkyle i tabellene er Solør-Odal Landbruksrådgiving, Østfold Landbruksrådgiving. Tabellene gjelder år 2010.
2. Prosentsats for økt avling, redusert kalking og mengde biokull er egen, se delrapport fra Rådgivande Agronomar
3. Kilde for redusert kunstgjødselforbruk er Roberts et al 2010b.
4. Tabellene viser dekningsbidrag før og etter introduksjon av biokull. Den opprinnelige dekningsbidragskalkyle er: justert for en innblandingsrate for biokull på 500 kg/daa hvert 10. år, justert for en antatt årlig økt avling på 10%, en antatt årlig reduksjon i kunstgjødselforbruk på 7%, en antatt årlig reduksjon i kostnad for kalking på 10%. Salgsavanse for biokull er satt tilsvarende som for kalk. Spredekostnad biokull er satt til kr 100/tonn. Kostnaden er beregnet med basis i spredekostnad for kalk på kr 75/tonn med tillegg på kr 25/tonn for spesielle forhold relatert til biokull. Kostnader relatert til biokull er periodisert over 10 år med rentefot på 5%. Det er forventet at det må gis et mindre beløp som et insentiv til aktører i jordbruket for at biokull skal bli tatt i bruk – dessuten er det et driftsmiddel for mange år. Med de foregående estimater er prisen på biokull satt til 1,00 kr/kg som gir en liten økning i dekningsbidrag.

3.9.2 Bioolje

Tabell 38, side 173 gir referanser til pris som kan settes på bioolje. Generelt viser flere kilder at prisen kan settes 5 til 10% lavere enn fyringsolje. Gjennomsnittlig pris på fyringsolje i 2010 var 0,55 kr/kWh, ref tabell 38 (Granås 2010). En 10% reduksjon vil si 0,495 kr/kWh.

I tillegg reduseres pris på bioolje for kostnader som tilkommer distributør av bioolje. Det vises til oppgitt bruttomargin i bensinmarkedet høsten 2008. (Konkurransetilsynet 2010) og angitt margin på 13% til distributør. Det er tatt kontakt med enkelte distributører av biofyringsolje som angir 10%.

En 20% reduksjon på gjennomsnittlig pris på fyringsolje i 2010 vil tilsi at en pris på bioolje til distributør kan være 0,44 kr/kWh.

3.9.3 Varme

Tabell 40, side 174 gir referanser til pris som kan settes på levert varme. Gjennomsnittlig pris på fjernvarme i fyringssesongen 2009/2010 var 0,65 kr/kWh (Tveiten 2010). I regionen Solør med Kongsvinger har flere aktører etablert fjernvarmeanlegg eller har under planlegging fjernvarmeanlegg. En slik aktør er Solør Bioenergi som på grunn av kostnadsfordeler ved innhenting av råstoff har muligheten for levering av fjernvarme til en lav pris. Tabell 40 viser at en mulig pris for levering av varme i Solør kan være på rundt 0,50 kr/kWh.

3.9.4 Kraft

Kraftmarkedet har flere usikkerhetsparametre og fremstår som vanskelig å modellere for utarbeidelse av prisprognoser. Usikkerheten går på markedet, men også på politiske avgjørelser. Det vises til en generell oppgang i prisene på kraft de siste år. For 2010 var gjennomsnittspris på Nordpool-spot 0,43 kr/kWh. Tilsvarende gjennomsnittstall for 2009 var 0,29 kr/kWh. For beregningene brukes 0,35 kr/kWh.

3.9.5 Grønne sertifikater

Et marked for grønne sertifikater planlegges innført fra 2012 under forutsetning av at Norge slutter seg til EUs fornybardirektiv. Grønne sertifikater handles i det svenske markedet for rundt SEK 0,25 kr/kWh. For beregningene benyttes SEK 0,25 kr/kWh for elektrisitet levert i nettet.

3.9.6 Karbonkreditter

Karbonkreditter vurderes ikke for et biokullprosjekt i Solør. For tiden foreligger enkelte initiativ som vil kunne gi støtte til prosjekter som utløser reduksjoner i karbonutslipp, ref for eksempel arbeide til Kommunenes Sentralforbund. Med referanse til den politiske prosess som ligger bak etableringen av grønne sertifikater, anses innføring av karbonkreditter i norsk landbruk for å ligge utenfor det tidsperspektiv som kan være mulig for et demonstrasjonsprosjekt i Solør-Odal.

3.10 DRIFTSKOSTNADER

3.10.1 Pris på halm

Halm brukes i dag lite til energiformål. Enkelte aspekter ved halm vanskeliggjør bruk av halm i energiproduksjon. Vel kjent er slagging i fjernvarmeanlegg forårsaket av kalium og nødvendigheten av ekstra rensing av heteflater i kjeler grunnet dannelse av finstøv.

For tiden forefinnes i Norge ikke et fungerende marked for halm med effektiv prissetting av halm som produkt. Det er i tabell 41, side 175 gitt referanser til prisnivåer på halm i Norge.

Ved en vurdering av pris på halm er det lagt til grunn enkelte aktiviteter for bestemmelse av prisen på halm. Utgangspunktet er et oppsett fra Dansk Landbruksrådgivning (2005) som ble brukt i forbindelse med estimering av pris på halm for salg til kraftvarmeverk. Oppsettet til Dansk Landbruksrådgivning er vist i tabell 8. Utrekningen gir gjennomsnittspris på halm for året 2005 på rundt 48 øre/kg eller ca 11 øre/kWh hvis halm har et energiinnhold på 4,1 kWh/kg.

Tabell 8. Beregning av pris på halm (Dansk Landbruksrådgivning 2005)

Aktivitet	Intervall	Gjennomsnitts verdi øre/kg
Verdi av halm (gjødselverdi)	3,9	3,9
Vending	4,0	4,0
Pressing	14,8	14,8
Berging	4,2-4,7	4,5
Lagring	5,4-33,2	10,7
Forsikring	2,1	2,1
Andre omkostninger	1,1-3,2	2,1
Risikodekning	6,3	6,3
Fortjeneste	?	?
Sum	41,6-72,2	48,4

Noter:

1. Omregnet fra DKK med valutakurs DKK/kr = 107,45
2. Valutakurs og priser i tabellen er år 2005, ingen inflasjonsjustering

Det er gjennom bruk av forskjellige kilder beregnet en pris på halm. Utrekningen og kilder er vist i delrapport fra Rådgivande Agronomar, avsnitt 1.9.6 og gjengitt i tabell 9. Pris reflekterer firkantball levert veikant.

Tabell 9. Beregning av pris på halm (egen beregning)

Aktivitet	øre/kg	øre/kWh
Verdi av halm (gjødselverdi)	0,10	0,02
Vending	0,06	0,01
Pressing	0,08	0,02
Pakking, pølse	0,12	0,03
Berging på åker	0,03	0,01
Lagring halm ved veikant	0,002	0,0005
Lagring halm ved pyrolysemaskin	0,002	0,0005
Forsikring	0,02	0,005
Risikodekning	0,02	0,005
Fortjeneste til bonde	0,02	0,005
Sum	0,46	0,11

Noter:

1. Omregnet fra øre/kg til øre/kWh med energiinnhold i halm tilsvarende 4,1 kWh/kg
2. Vekt halmball = 520 kg

3.10.2 Pris på grot fra hogstavfall

Tabell 42, side 176 gir referanser til pris for grot. Det er for det videre arbeide brukt et pristilbud fra leverandør i Solør på 14,5 øre/kWh, 35% fukt, levert ved terminal.

3.10.3 Pris på flis fra stammeved

Tabell 42, side 176 gir referanser til pris for flis fra stammeved. Prisindikasjoner tilsier en pris på rundt 21 øre/kWh, 35% fukt, levert til anlegg.

3.10.4 Transportkostnad

Transportkostnad halm

Det er vurdert kostnader for transporttjenester på tilførsel av halm til et mobilt pyrolyseanlegg. Disse kostnader er sammenlignet mot oppgitte kostnader i litteratur.

Kostnadsberegningen har som utgangspunkt antagelsen om at traktor har en kostnadsfordel mot lastebil på korte avstander. Tabell 10 viser enkelte forutsetninger for beregningen.

Kostnadsforutsetningene i tabell 10 er verifisert opp mot en lokal entreprenør av landbruketstjenester (Landbruketstjenester Solør Odal 2011). Indikerte priser fra denne entreprenør er lavere enn de som brukes i beregningene.

Tabell 10. Enkelte forutsetninger for beregning av kostnadsfunksjon for traktor og lastebil

Parameter	Lastebil	Traktor	Kilde
Nyttelast	32 tonn		Tilbud
Effekt traktor		100-170 hk	Bedre Gårdsdrift 4/2010
Vekt av transporterte halmballer	15,9 tonn	10,6 tonn	Estimat forprosjekt
Gjennomsnittlig kjørehastighet	50 km/t	30 km/t	Estimat forprosjekt
Antall halmballer	30	20	Nilsson & Bernesson 2010
Energiinnhold i halm	4,1 kWh/kg 15% fukt	4,1 kWh/kg 15% fukt	Estimat forprosjekt
Masse halmball	520 kg	520 kg	Nilsson & Bernesson 2010
Kostnad drivstoff	11,09		Statoil for levering til bedriftsmarkedet feb 2010
Kostnad drivstoff		11,00	Statoil for levering til landbruket feb 2010
Drivstofforbruk m/last landevei	4,8	3,6	Bedre Gårdsdrift 4/2007
Drivstofforbruk u/last landevei	3,6	3,0	Bedre Gårdsdrift 4/2007
Laste -/losstid for 1 halmball	1 min	1 min	Nilsson & Bernesson 2010
Kostnad fører – lastebil	280 kr/time		Tilbud
Kostnad fører – traktor		230 kr/time	Bedre Gårdsdrift 4/2010
Maskinkostnad lastebil	350 kr/time		Tilbud
Maskinkostnad traktor med frontlaster [for bruk under lossing, lasting]	300 kr/time		Bedre Gårdsdrift 4/2010
Maskinkostnad traktor		245 kr/time	Bedre Gårdsdrift 4/2010
Maskinkostnad frontlaster		55 kr/time	Bedre Gårdsdrift 4/2010
Maskinkostnad henger		120 kr/time	Landbrukstjenester Midt-Trøndelag

Beregningen gir en kostnadsfunksjon for henholdsvis lastebil og traktor og beregnede krysningspunkt mellom traktor og lastebil, se tabell 11. Tabellen viser at i Sverige kan en traktor brukes på en avstand som er ca 2 ganger høyere enn i Norge før lastebil blir mer regningssvarende.

Tabell 11. Sammenstilling av funksjoner for transportkostnader (kilder som oppgitt)

Råstoff	Type transport	Enhet	Kostnadsfunksjon Fast kostnad + variabel kostnad x km	Skjær. pkt traktor/ lastebil km	År	Land	Kilde
Halm	Traktor	NOK/kWh	$0,0072 + 0,0009 \times \text{km}$	15	2010	Sverige	Nilsson & Bernesson 2010
Halm	Lastebil	NOK/kWh	$0,0185 + 0,0002 \times \text{km}$		2010	Sverige	Nilsson & Bernesson 2010
Halm	Traktor	NOK/kWh	$0,0108 + 0,0013 \times \text{km}$	7	2010	Norge	Forprosjekt 2010
Halm	Lastebil	NOK/kWh	$0,0158 + 0,0006 \times \text{km}$		2010	Norge	Forprosjekt 2010

Kostnadsfunksjonene i tabell 11 er grafisk fremstilt i fig. 12.

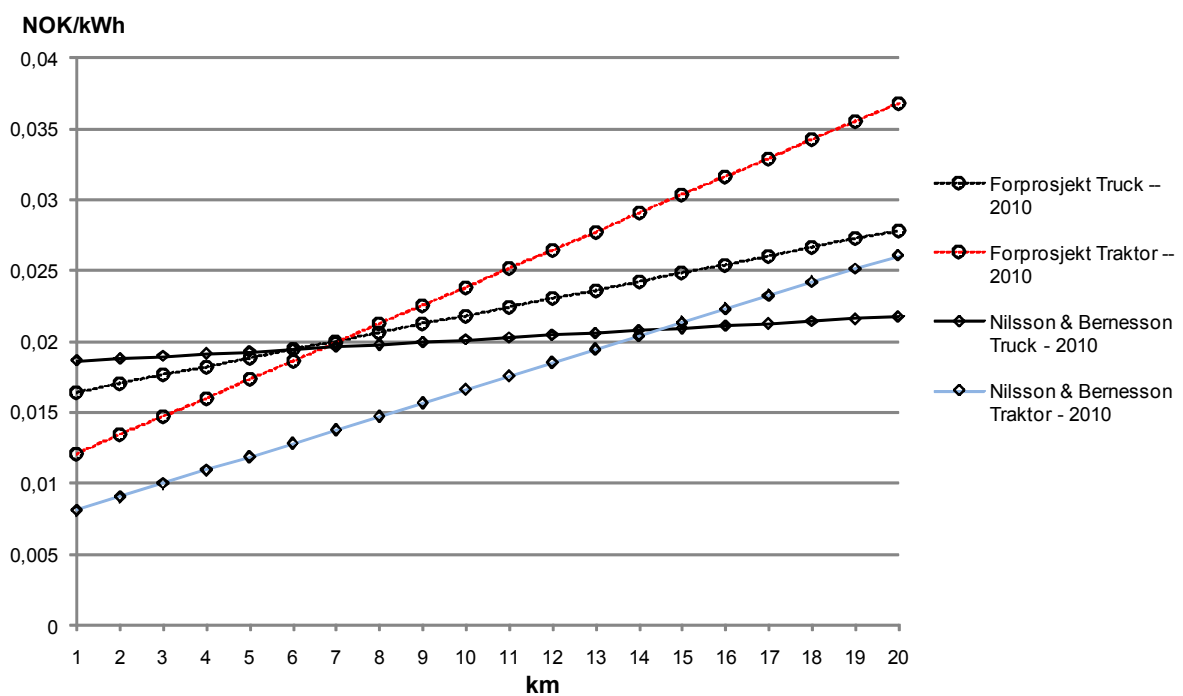


Fig. 12. Transportkostnad for halm med lastebil og traktor
(Kilder som angitt i tabell 11)

Transporttid i beregningen inkluderer:

- Traktor: Kjøring fra gårdsbruk til opplastingsplass
- Lastebil: Kjøring fra parkeringsplass til opplastingsplass
- Traktor, lastebil: Kjøring med last mellom opplastingssted og lossested
- Traktor, lastebil: Retur tomkjøring mellom opplastingssted og lossested
- Traktor: Retur til gårdsbruk ved slutten av dagen
- Lastebil: Retur til parkeringsplass
- Traktor, lastebil: Hviletid for fører gjennom dagen
- Traktor, lastebil: Oppstillingstid ved lasting, lossing på losse- og opplastingssted

Halmballene er antatt å ha dimensjonene 1,2 m (bredde) x 1,2 (høyde) x 2,4 (lengde), en fuktprosent på 15% og en tetthet på 150 kg/m³, masse per halmball på 520 kg.

For transport av halm vil det være et krav om dette skjer i lukket arrangement for å hindre spredning av floghavre.

Det er for beregningen av transportkostnad utført en følsomhetsberegning for enkelte faktorer som innvirker på kostnaden. Av disse viser fig. 13 at energiinnholdet, kWh/kg, i halmballene har størst innflytelse på transportkostnadene. Den nest største enkeltfaktoren er antall halmballer per lass med hastighet km/time som den tredje største enkeltvirkende faktor.

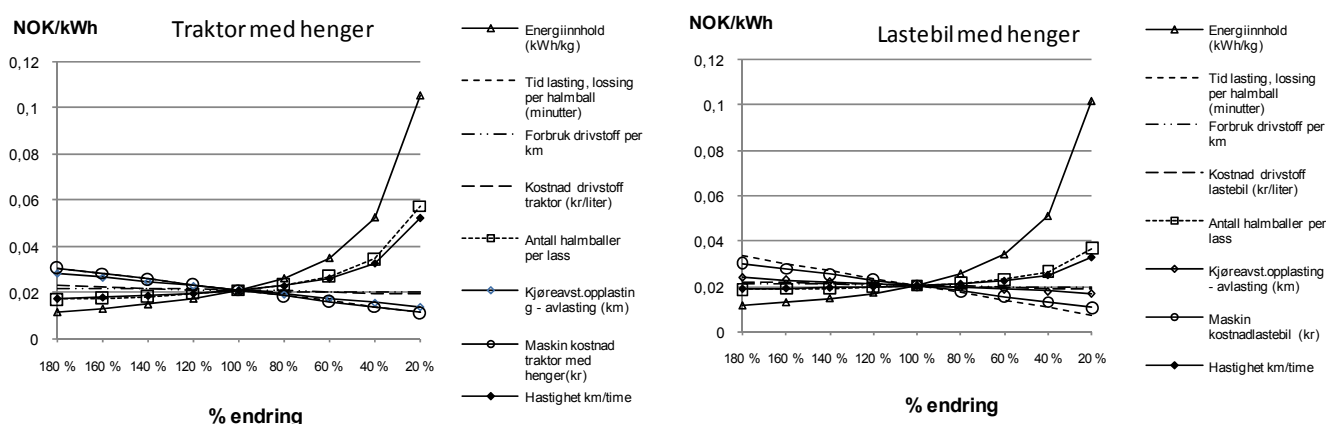


Fig. 13. Faktorerens følsomhet for endring i transportkostnad per kWh halm. Halm transportert med traktor og henger og lastebil med henger (kilder som angitt i tabell 11)

Ut fra tabell 11 vises i tabell 12 en transportkostnad for halm over 1 km.

Tabell 12. Kostnadsindikasjoner på transport av halm inn til anlegg

Anleggs referanse		Kostnad øre/kWh/ for 1 km	År	Kilde
Nilsson	Traktor	0,81	2010	Nilsson & Bernesson 2010
Nilsson	Lastebil	1,86	2010	Nilsson & Bernesson 2010
Börjesson	Traktor	0,81	2010 ¹	Börjesson & Gustavson 1996
Börjesson	Lastebil	1,20	2010 ¹	Börjesson & Gustavson 1996
Forprosjekt	Traktor	1,21	2010	Forprosjekt 2010
Forprosjekt	Lastebil	1,64	2010	Forprosjekt 2010

Note:

1. Börjesson & Gustavson 1996 pris er oppjustert til 2010 pris med bruk av prisleksfaktor på 18,5% (kilde for prisinflator: Statistiska centralbyrå, Sverige) og NOK/Euro₂₀₁₀ = 8,00 (Kilde: Norges Bank)

Transportkostnad flis

Trømborg & Rørstad (2010) oppgir en kostnadsfunksjon for utregning av transportkostnad på skogsflis: $12,299 \text{ kr/lm}^3 + 0,2537 \text{ kr/km/lm}^3$. Det er i tabell 43, side 176 utledet en pris på formen øre/kWh fra denne kostnadsfunksjon. For 10 km transport er kostnad estimert til 1,9 øre/kWh.

Transportkostnad biokull

Det forefinnes enkelte referanser på transport av biokull. Eksempler er Shackley & Sohi 2010 og Sorenson 2010.

Transport av biokull vil kunne foretas med traktor og henger, lastebil og henger og de samme forutsetningene for transport av halm vil derfor kunne antas også å gjelde for transport av biokull.

Tilsvarende som for halm vil det være et krav om at transport skjer i lukkede arrangement. Dette for å hindre spredning av biokull til luft og lufttilgang som kan føre til uønsket selvantennelse.

Fra erfaring opparbeidet i andre biokull prosjekter, vil det være riktig å inkludere tap av biokull under transport og spredning. Husk (2009) rapporterer om tap av biokull under transport som vist i tabell 13 for BlueLeaf prosjektet i Kanada.

BlueLeaf prosjektet er et forsøksprosjekt som har som målsetning å kvantifisere aktiviteter og innvirkning på avling fra å plassere biokull i jord. Det foreligger et stort datamateriale fra prosjektet. Det er blant annet målt størst distanse på biokull tatt av vinden fra spreder. Sprederen ble kjørt slik at vinden fikk størst mulighet til å fange biokull. De tapsprosenter som vises i tabell 13 må ses på som målinger under et forsøksprosjekt og ikke tilsvare de forhold man kan forvente under regulær drift.

Tabell 13. Tap av biokull (Husk 2009)

Aktivitet	%
Tap under transport til sted for pyrolyse	3%
Tap under opplasting av spreder	2%
Tap under spredning	25%
Sum tap av biokull	30%

Det vises i avsnitt 2.8 et bilde av en sentrifugalspreder med skjørt. Det er antatt at bruk av slike spredemetoder vil medføre en stor reduksjon i prosentallet nevnt i tabellen over for tap under spredning.

For Solør er det vurdert transport av biokull i storsekk og i container. Begge transportformer virker å være mulige. I beregningene er det brukt kostnader for storsekk med tappestuss.

Transportkostnad bioolje

Tabell 44, side 177 gir referanser til kostnad på transport av biofyringsolje. Econ Pöyry (2009) oppgir en kostnad på 0,48 øre/liter for biofyringsolje ved salg av 38 000 liter, tilsvarende transportert volum av bioolje ved fullt lastet tankbil. Kostnaden er antatt å gjelde for transport i Sør-Norge.

3.10.5 Halmkutting

Det er vurdert to typer halmkutting. En stor halmriver fra Lin-Ka og en mindre halmkutter fra Kverneland. Begge står stasjonært på sted hvor produksjon av biokull utføres. Forutsetninger for disse to er vist i tabell 14.

Tabell 14. Halmkutting, halmriving (kilde: leverandører, enkelte egne estimer)

Type	Kapasitet tonn/time	Minutter/ halmball	Driftsform	Innsatsfaktorer/ Kostnader
Halmriver Lin-ka	1,25		Brukes sammen med stort biokull- produksjonsanlegg Opererer stasjonært	Total effektbehov er oppgitt til 5 kW El kostnad: 0,80/kWh Halmriver brukes på stort produksjonsanlegg hvor allerede tildelt personell vil foreta halmriving. Ingen arbeidskostnad tildeles halmriving
Kverneland 856	4,00	3	Opererer sammen med traktor. Er selvlastende.	Maskinkostnad traktor: kr 245/time Arbeidskostnad: kr 230/time Dieselkostnad: kr 11,00/liter 6 liter/time

3.10.6 Lagringskostnader

Lagringskostnad halm

Det er vurdert lagring av halm i pølse ved veikant. Pøsepakking er en etablert praksis i jordbruket med gode referanser til materiell og forbrukt tid per ball. Det er oppgitt at maskinkostnad inkludert arbeidskostnad ligger på kr 50 per ball [Bedre gardsdrift 2010]. En Elho pøsepakker er oppgitt til å ha en kapasitet på 120 baller i timen. Lagringskostnad inkluderer kompensasjon til grunneier for leie av grunn.



Lagringskostnad biokull

Shackley & Sohi (2010) oppgir at lagringskostnader for biokull ved et pyrolyseanlegg er tilsvarende 3,5 øre/kg/uke (35 UK pence/tonn/uke). Kostnaden er basert på kostnader for lagring av korn. Det er oppgitt en lagringsperiode for biokull på 20 uker.



Fig. 14. Pøsepakking

Foto:Knotten, Elho AB

Samme kilde oppgir lagringskostnader ved kant av åker med dekke av presenning til 10 øre/tonn/år.

For Solør er det vurdert lagring i lukket storsekk. Det er inkludert leie av land for lagring av biokull ved mobil pyrolyseenhet.

Det er naturlig å tenke seg tap, svinn under lagring, men ingen tilgjengelige data forefinnes på dette fra andre prosjekter.



Fig. 15. Lagring i storsekk

Lagringskostnad bioolje

Bioolje lagres i mindre tank på sted hvor biokull produseres. For anlegg 5 og 6 er tankkostnad inkludert i anleggskostnad. For anlegg 8 er det inkludert en biooljetank på hvert sted for produksjon. Det er innhentet budsjetttilbud på 100 000 liters dieseltank, kr 310 800. Det er i beregningene lagt til et eget estimat på kr 30 000 for å konvertere dieseltank for bruk med pyrolyse olje. Estimert total kostnad for tank med betongfundament blir kr 350 000.

Spredningskostnad biokull

Det er antatt at spredning av biokull kan utføres med utstyr som tilsvarende for kalking. Det er oppgitt av entreprenør i Solør at kalking utføres til en kostnad på kr 75/tonn. Til dette tall er det lagt til kr 25/tonn for spesielle tiltak som gjelder under spredning av biokull. Estimert sprekostnad brukt i kostnadsberegningene er 100 kr/tonn.

3.11 HÅNDTERING

3.11.1 Biokull

Brennbarhet eller brannfarlighet er et punkt for vurdering ved håndtering og transport av biokull.

Flere kilder, blant annet Collison et al. (2009), refererer til brannutvikling i lagret biokull. Collison viser til brannen i 2005 hos bedriften Big K nær Whittington i Norfolk, UK. Brannen oppsto i lagret trekull på produksjonsstedet. Brannmannskaper vurderte at det var bedre at materialet brant opp enn at man tilførte vann for å slukke brannen. Resultatet var en brann som gikk over tre dager, men med redusert mulighet for tilførsel av forurensninger til nærliggende vannsystemer.

En pyrolyseanleggsprodusent, Flottvik, refererer i en personlig meddelelse til en situasjon hvor brann utviklet seg spontant i biokull under transport. Biokull var lagret på åpent lasteplan og brannen medførte full kondemnasjon av lastebil.

I tillegg til brennbarhet vil det være naturlig å se på HMS-aspekter ved håndtering. Blackwell i Collison (Collison et al. 2009) nevner at biokull ofte lagres som en blanding av større biokull biter og biokull brutt ned til et fint støv. Dette støvet vil til en viss grad ha en størrelse på PM_{10} og $PM_{2.5}$ nivå. Dette er et størrelsesnivå som man fra forurensinger innenfor transport ser på som signifikant med hensyn til helserisiko. Hvis biokull har et betydelig innhold av fint støv, vil det måtte nærmere risikovurderes.

Hvis biokull har et betydelig innhold av finformet støv vil dette måtte få en nærmere vurdering. Det gjelder:

- Helserisiko og vurdering i forhold til personell som kommer i kontakt med støvet.
- Antennelsesrisiko: med et høyere innhold av støv i forhold til biter av trekull vil det lettere kunne oppstå selvantennelse, eksplosjon under transport, lagring og annen håndtering.
- Vind under spredning eller annen innblanding av biokull i jord kan medføre tap av materialet og transport til tilliggende områder, vannsystemer.

Av jordbruksmessige årsaker er det forventet at spredning av biokull vil skje på vår- og høstparten. Produksjon av biokull vil i motsetning skje kontinuerlig gjennom hele året. Det går på bedre utnyttelse av produksjonsanlegget, sikre leveranser av energiprodukter fra anlegget, konvertere biomasse fortløpende ettersom det blir gjort tilgjengelig via mellomlager. Kontinuerlig produksjon i anlegget mot periodevis levering av biokull skaper et behov for lagring av biokull.

På samme måte som man har utviklet gode metoder eller standarder innenfor jordbruket for håndtering av farlige stoffer, vil det være naturlig at det utvikles standarder for håndtering av biokull. Det er ingen ting som er fremkommet under forprosjektet, som tilsier at man ikke skal kunne håndtere biokull på en forsvarlig måte.

3.11.2 Bioolje

Benyttes biooljer til fyring, kalles de biofyringsoljer. Biofyringsoljer skilles i to hovedgrupper:

- Ubearbeidede oljer som fiskeolje, animalsk olje eller en blanding.
- Bearbeidede oljer som møter en standard, enten EN 14213 eller EN 14214.

Biofyringsoljer har et tilsvarende kvalitetsnivå som fyringsolje nr 1.

Karakteristikk på bioolje

Bioolje fra pyrolyse er en mørk brun væske med en definert røklukt. Den kjemiske sammensetningen av væsken avhenger av råstoff og forhold under pyrolyseprosessen. Noen fremtredende egenskaper relatert til anvendelse som fyringsolje er:

- Et høyt vanninnhold, ca 20-25% mot under 0,1% i f.eks fossil fyringsolje. Det høye vanninnholdet forklarer delvis energiinnholdet som er ca halvparten av fossil fyringsolje, ca 5 kWh/liter mot ca 10 kWh/liter. Det lavere energiinnholdet setter krav til en brenner som kan mate det dobbelte brenselvolum i forhold til fossil fyringsolje.
- En lav pH, normalt i området 2,5 til 3,0, som gjør at bioljen har en korroderende effekt og at materialkvaliteter i tanker og rør må vurderes ved bruk.
- En evne til endret kjemisk sammensetning over tid grunnet oksidering. Vanligvis anbefales en maksimal lagringstid på 1 år, men dette vil være produsentavhengig.
- Et høyere askeinnhold som kan gi høyere støvutslipp og et økt behov for feiing av kjele.
- En endring i kjemisk sammensetning ved lave temperaturer. Biofyringsoljer må tilføres varme ved lagring i lave temperaturer slik at oljen ikke endrer kvalitet

Econ Pöyry (2010) viser figuren nedenfor i sin potensialstudie for flytende biobrensel. Figuren nevner egenskaper ved biobrensel som må hensyntas ved hvert ledd i kjeden. Kommentarene gjelder biobrensel generelt og ikke spesifikt bioolje fra pyrolyse, men som nevnt over vil flere punkter i figuren være relevant for bioolje produsert i et pyrolyseanlegg.

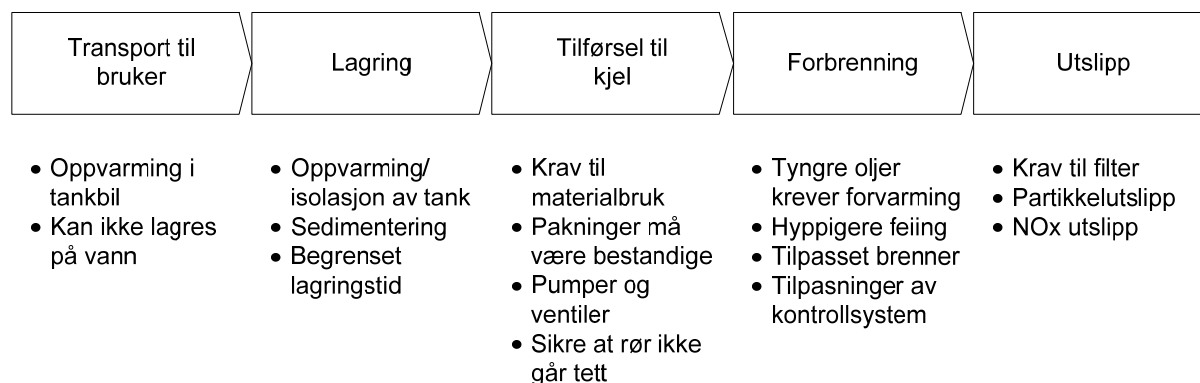


Fig. 16. Generelle aspekter knyttet til bruk av flytende biobrensel til stasjonært formål (etter Econ Pöyry 2010)

Tabell 15. Sammenligning av forskjellige oljer (Econ Pöyry 2010)

	Brenn- verdi	Nitrogen- innhold	Svovel- innhold	Viskositet ved 40 °C	Flamme- punkt	Aske- innhold
Produkt	MJ/kg	Vekt %	Vekt %	mm ² /sek	°C	Vekt %
Lett fyringsolje	36,6	--	0,0	3,0	65	--
Tung fyringsolje	41	<0,3	0,5	200	110	--
Vegetabilsk olje	34-38	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ca 40	130-280	0,03-0,15
Animalsk olje	37-40	0,07-0,1	0,02-0,03	11,8 (ved 80 °C)	200-244	0,03-0,05
Pyrolyseolje (2Gen)	16-19	0,2	0	Som fyringsolje	55-65	0-0,2

Econ Pöyry nevner med referanse til Svensk Fjärrvärme og rapporten "Fasa ut sista oljan" at "... brukerne har vært fornøyde med å ha konvertert til biofyringsolje, og driftsproblemer som eventuelt har oppstått, har vært løsbare. Graden av driftsproblem beror oftest på oljens kvalitet."

Krav til bioolje

Det er innhentet kommentarer fra Akershus Energi og Hafslund på bruk av bioolje og mulig levering fra et anlegg i Solør-Odal. Begge disse energiselskaper benytter biofyringsolje for spisslastproduksjon i fjernvarmeanlegg. Kommentarer fra samtaler er gjengitt i tabell 45 og tabell 46, side 178. Begge selskaper bekrefter muligheten for leveranse fra et anlegg i Solør-Odal, men stiller krav til levering i henhold til standard, EN 14213 eller EN 14214, krav til responstid, krav til volumlevering.

3.11.3 Krav til råstoff: halm, grot fra kantrydding

Det er ikke i forprosjektet avdekket spesielle krav som stilles til råstoffet.

Leverandører påpeker imidlertid fordelene med:

- En så lav fuktprosent som mulig, slik at mindre energi brukes for å drive ut vannet av halmen eller flisen før pyrolyseprosessen starter.
- Et så lavt klorinnhold i halm som mulig. Klor er kjent for å ha en korroderende effekt på metallflater.

Kalium er en nødvendig bestanddel i kunstgjødsel og stoffet er kjent fra halmfyringsanlegg for å forårsake slagging. Et normalt temperaturområde for et forbrenningskammer i et halmfyringsanlegg er ca 700-800 °C og kalium smelter til et glassaktig produkt i dette temperaturområdet. Pyrolyseanlegg opererer på en lavere driftstemperatur og det er antatt at slagging ikke inntreffer for pyrolyseanlegg.

3.12 ETTERSPOERSEL AV PRODUKTER FRA ET ANLEGG

3.12.1 Biokull

Med et estimert kornareal i Solør-Odal på 290 379 daa, en innblandingsrate på 0,5 tonn/hvert 10 år gir dette et estimert biokull behov på ca 14 500 tonn hvert år. Dette er mer enn de vurderte anlegg kan produsere hvert år.

3.12.2 Bioolje

Econ Pöyry (2010) lister i sin rapport "Potensialstudie for flytende biobrensel" distributører av biofyringsolje og volum solgt av biofyringsolje. Det indikeres en etterspørsel etter biofyringsolje i 2009 på opp mot 7,69 mill liter.

Tabell 16. Indikasjon på etterspørsel etter biofyringsolje (Econ Pöyry 2010)

Distributør	Produkt	Volum
Bio8	Biofyringsolje	0,19 mill liter
Steintransport	Biofyringsolje	4,0 mill liter
Eco-1	Biofyringsolje	1,5 mill liter
Habiol	Biodiesel, biofyringsolje	2,0 mill liter
Sum		7,69 mill liter

Econ Pöyry indikerer at det for det meste er bedriftsmarkedet som etterspør biofyringsolje. Forbrukermarkedet er neglisjerbart med kun ett kjent enkeltbygg som fyres med biofyringsolje: Tveita Borettslag.

Econ Pöyry (2010) oppgir enkelte firmaer som har planer for bruk av biofyringsolje, ref tabell 47, side 179. Med bakgrunn i disse tall fremkommer et avledet estimat på etterspørsel etter biofyringsolje hos disse firmaer på 8,4 mill liter i 2013.

Econ Pöyry (2010) oppgir et teknisk potensial på biofyringsolje innen fjernvarme på 17 mill liter i 2010 og 43 mill liter i 2030. Tilsvarende oppgis et teknisk potensial innen industri til mellom 24 og 122 mill liter i 2010 og 14 og 73 mill liter i 2030. Biofyringsolje vil for begge markedssegmenter erstatte lett fyringsolje.

De ovenfor oppgitte etterspørselsvolumer gjelder biofyringsolje med et energiinnhold på 10 kWh/liter. Indikert etterspørsel på 7,69 mill liter i tabell 16 tilsvarer 76,9 GWh. Produksjon av bioolje i de anlegg som vurderes i forprosjektet, er i det minste anlegget ca 1,5 mill liter per år tilsvarende 7,5 GWh og i de største ca 10,6 mill liter per år, tilsvarende 53,0 GWh. Det er antatt 5 kWh/liter for bioolje fra pyrolyseanlegg. Det er med dette grunn til å tro at det vil være en stor nok etterspørsel etter bioolje fra aktører i markedet.

Econ Pöyry (2010) gir i sin studie en tabell for produksjonskostnad på bioolje fra pyrolyse. Tabellen bygger på overslag fra andre kilder.

Det gis et spenn mellom 0,12 kr/kWh og 0,45 kr/kWh. Disse tall kan sammenlignes med tilsvarende beregnede produksjonskostnader for mulige anlegg i et demonstrasjonsprosjekt i Solør-Odal, se tabell 33, side 162.

Tabell 17. Anslag produksjonskostnad for bioolje fra pyrolyse, ekskl transport (Econ Pöyry 2010)

Kilde:		Råvarekostnad kr/kWh	Produksjonskostnad kr/kWh
Canada, 2006	Lav		0,12
	Høy		0,26
Dynamotive			0,11
Bradley (2006)	Lav		0,15
	Høy		0,33
Zero (2009b)	Lav	0,10	0,32
	Middel	0,15	0,45
Pöyry	Lav	0,04	0,20
	Høy	0,17	0,38

3.13 BESKRIVELSE AV ANLEGG

3.13.1 Introduksjon

Det er gjennom forprosjektet vurdert forskjellige anlegg. Totalt er ca 10 til 15 anleggsleverandører kontaktet for innhenting av informasjon og kostnader på anlegg. Av disse er det beregnet økonomi for anlegg fra 6 leverandører. Leverandørene er listet i tabell 18 med en kort angivelse av informasjon på enhet.

Det er av enkelte leverandører bedt om konfidensialitet og leverandører er derfor nummerert og tilsvarende for anlegg.

Tabell 18. Vurderte anlegg

Leverandør	Anlegg	Teknologi	Mobil/ st. nær. enhet	Stort/ lite anlegg	Reaktor type	Type slutt produkt	Type biomasse	Kapasitet biomasse per dag (0% fukt)
Lev 1	Anlegg 1	Sakte/ hurtig pyrolyse	Mobil	Lite	Rotasjons- reaktor	Biokull, el	Halm	4,15
	Anlegg 2	Sakte/ hurtig pyrolyse	Mobil	Lite	Rotasjons- reaktor	Biokull, varme	Halm	4,15
	Anlegg 3	Sakte/ hurtig pyrolyse	Mobil	Lite	Rotasjons- reaktor	Biokull, varme	Halm	24,9
Lev 2	Anlegg 4	Sakte pyrolyse	Mobil	Lite	Fri fall- reaktor	Biokull, varme	Halm	6,0
Lev 3	Anlegg 5	Gassifi- sering	Mobil	Lite		Biokull, varme	Flis	5,4
Lev 4	Anlegg 6	Sakte/ hurtig pyrolyse	St.nær	Stort	Mikrobølge	Biokull, bioolje	Flis	68,7
	Anlegg 7	Sakte/ hurtig pyrolyse	St.nær	Stort	Mikrobølge	Biokull, bioolje	Halm	63,7
Lev 5	Anlegg 8	Hurtig pyrolyse	St.nær	Lite	Flytende seng	Biokull, bioolje	Flis	10,0
	Anlegg 9	Hurtig pyrolyse	Mobil	Lite	Flytende seng	Biokull, bioolje	Halm	10,0
Lev 6	Anlegg 10	Sakte pyrolyse	St. nær	Lite	Skrue drevet	Biokull, varme	Flis	2,9

Note:

1. Type sluttprodukt og valg av biomasse gjelder prosjektet. Leverandørene vil i publikasjoner gi antydning om at andre sluttprodukter også kan produseres.

3.13.2 Generelt om teknologien for produksjon av biokull

Metoder eller teknologier for karbonisering av biomasse er vel kjent fra forskjellige sammenhenger. Vi kjenner prinsippet godt fra de gamle miler for utvinning av trekull og tjære. Den store interesse for produksjon av biokull har medført at flere produsenter tilbyr anlegg for fremstilling av biokull. På websiden terrapreta.bioenergylists.org/company oppgraderer Tom Miles jevnlig data på anlegg og antall selskaper som tilbyr teknologier for fremstilling av biokull. En nedlasting av websiden i februar 2011 viste 29 selskaper.

Den type teknologi som vi kjenner fra tidligere for produksjon av biokull, er typisk batch-konfigurert og med flere arbeidsintensive prosesser. Dagens teknologi krever: automatisering for minst mulig involvering av manuell arbeidskraft, høye utbytteforhold, mulighet for energiproduksjon med sluttprodukt som lett kan integreres mot eksisterende infrastruktur, krav til biokull - ikke som energimedium, men som jordforbedrer. Disse nye krav krever en ny type teknologi som konseptuelt er lik den gamle fremstillingsmåten for produksjon av biokull, men som har et høyere teknologisk nivå. Spesielt gjelder dette styringssystemer, men også produksjonsmetode. Produksjon av biokull har for det meste skjedd i mindre forskningsbaserte prosjekter med en begrenset erfaringsbase. Leverandører vil derfor kun melde om salg av anlegg som må karakteriseres som pilotanlegg.

3.13.3 Vurdering av anlegg

Det ligger ikke innenfor dette forprosjekt å foreta en detaljert vurdering av anlegg. Dette forprosjekt lister parametre på anlegg og sammenligner økonomiske forhold.

Ved en mer inngående vurdering av leverandører og anlegg vil man kunne benytte sjekklister for en nærmere vurdering. Organisasjonen IBI har gitt ut enkelte dokumenter relatert til biokull og et dokument omhandler anlegg: "Guidelines for the Development and Testing of Pyrolysis Plants to Produce Biochar" www.biochar-international.org/sites/default/files/IBI-Pyrolysis-Plant-Guidelines.pdf.

Det er i tabell 49, side 181 satt opp enkelte parametre som er fremkommet gjennom forprosjektet til å kunne ha en høyere betydning ved valg av anlegg enn andre. Det er knyttet kommentarer til disse parametre.

Tabellen gir blant annet hentydning til at det vil være nødvendig med anlegg som har en høy grad av automatisering. Det er de høye kostnadene på arbeidskraft som tvinger igjennom løsninger som fører til at anlegg driftes uten tilsyn eller tilsyn gjennom fjernovervåking.

Videre er det funnet grunn til å tro at det under etablering og drift av anlegg for biokullproduksjon må hensyntas bærekraft i større grad enn ved andre typer bioenergianlegg. Bærekraft i form av redusert CO₂ danner mye av motivasjonen, grunnlaget for å introdusere biokull. Hvis dette faller vekk, får man lett en diskusjon tilsvarende det internasjonale ordskifte som man har for biodrivstoff.

En vurderingsparameter ved pyrolyseprosessen er virkningsgrad. Brownsort (2009) presenterer estimer for totalvirkningsgrader på mellom 90 og 73,3%. Brownsort vurderer anlegg for både sakte, mellom og hurtig pyrolyse. De vurderte anleggs utbytteforhold og virkningsgrad er gjengitt i tabell 49.

Tabell 19. Tekniske parametre ved anlegg vurdert av Brownsort. (Brownsort 2009)

Model Inputs	Process	BEST	Haloclean	Biotherm	McCarl
Process Input					
Biomass type		Green waste	Wheat straw	Wood, undefined	Maize stover
Carbon content	%	45.6	43.2	50	46.5
Energy value	MJ/kg	17	15.9	19	18
Pyrolysis Process Data					
Mass Yield					
Gas	%	44.7	31.9	13	14.2
Liquid	%	15.3	34.6	72	70.9
Char	%	40	33.5	15	14.8
Energy loss	% input	6	0	3	17
Process energy	% input	10	10	10	9.70
Primary Process Output					
Gas					
Energy value	MJ/kg	13.1	11	11.5	3.9
Carbon content	%	37.37	30	36	32.45
Liquid					
Energy value	MJ/kg	0	12	17.9	17.9
Carbon content	%	0	30	46.5	46.5
Char					
Energy value	MJ/kg	25	24.7	27	11.4
Carbon content	%	72.3	70	78	60.29

KEY:

Data from key reference

Biomass data from Gaur & Reed (1995), other data calculated from key reference data

Estimate, or from balancing model, high uncertainty in some cases

Key Sources: BEST – Downie, et al, 2007; Haloclean – Hornung et al, 2008; Biotherm – Dynamotive, 1999; McCarl – McCarl et al, 2009.

Noter:

1. Best = Reaktortemperatur for sakte pyrolyse
2. Haloclean = Reaktor temperatur for "Intermediate" eller mellom sakte og hurtig pyrolyse
3. Biotherm = Reaktor temperatur for hurtig pyrolyse
4. McCarl = Reaktor temperatur for hurtig pyrolyse

Det vises ikke i denne rapport detaljerte tekniske spesifikasjoner eller gis dokumenterte referanser til virkningsgrader på anlegg som vurderes. Til dels skyldes dette at leverandører er i en tidlig fase og betrakter detaljert teknisk informasjon, virkningsgrad som konfidensielt. I tillegg vil det for de fleste anlegg være manglende grunnlag for å gi virkningsgradsberegninger. De utbytteforhold som nevnes i tabell 23, side 149 for de vurderte anlegg, er som oftest fremkommet gjennom feltforsøk og ikke gjennom kontrollerte målinger.

3.14 BESKRIVELSE AV FORUTSETNINGER FOR BEREGNINGER

3.14.1 Introduksjon

Det er laget en regnearksmodell for utregning av lønnsomhet ved to systemkonfigurasjoner: mobil og stasjonær produksjon av biokull.

Hovedelementene i konfigurasjonene er vist i tabell 20.

Tabell 20. Valgte systemkonfigurasjoner for lønnsomhetsvurdering

Driftsmodell nr	Navn	Råstoff	Råstoff transportert inn til sted for pyrolyse	Største distanse for transport av råstoff	Produksjon	Sted for pyrolyse, konvertering
1	Mobilt anlegg	Halm Grot fra kantrydding	Traktor	Ca 7 km	Biokull, Bioolje, El, Varme	Sorknes, Balnes, Kirkenær
2	Stasjonært anlegg	Flis fra skogsvirke	Lastebil	Ca 20 km	Biokull, Bioolje	Skansen, Rismoen, Namnå

Driftsmodell 1 benytter et mobilt anlegg som forflyttes mellom 3 steder, Balnes, Sorknes og Kirkenær.

Driftsmodell 2 benytter et stasjonært anlegg som står permanent på Skansen, Rismoen eller Namnå.

3.14.2 Driftsmodell: Mobilt anlegg

De økonomiske beregningene for et mobilt anlegg er satt opp etter en driftsmodell som definert under.

- Anlegget roterer mellom faste plasser for produksjon av biokull og et energiprodukt
- Råstoff er halm som samles inn på åker og lagres ved veikant ved åker
- Halm transportes fra veikant med traktor til sted for pyrolyse
- Halm lagres på sted for pyrolyse for en definert driftsperiode for anlegget
- Produsert biokull lagres på sted for anlegg
- Produsert biokull transporteres til åker med lastebil gjennom året for lagring ved åker og senere spredning på åker
- Produsert bioolje korttidslagres på sted for anlegg og transporteres til bruker
- Produsert kraft leveres til nett
- Produsert varme leveres til mottager i den kalde årstid

Prinsippet for driftsmodellen er vist i figuren under.

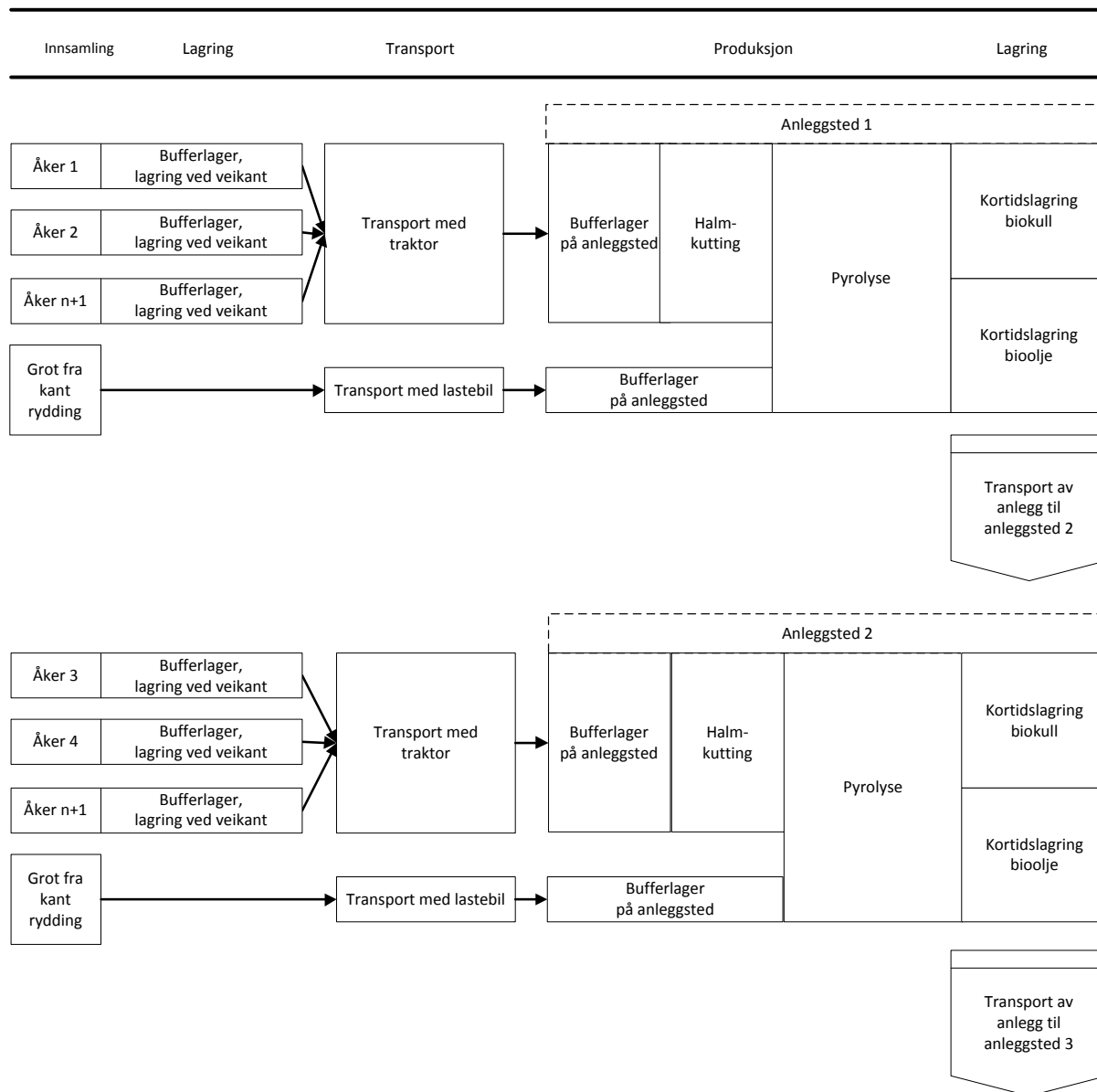


Fig. 17. Prinsipp for drift av mobile anlegg

3.14.3 Anleggsplassering

Det er foretatt en vurdering av mulige steder for plassering av et mobilt anlegg.

Mål ved valg av sted:

- Minimalisere kostnader ved etablering og drift
-

Kriterier for valg av sted:

- Et tilhørende område som er stort nok med tanke på halmressurser
- En kort transportdistanse for henting av halm
- En passende infrastruktur, adkomst til sted, veier
- En mulighet for lagring av råstoff, biokull, bioolje

Det er foreslått tre steder; Balnes, Sorknes, Kirkenær som vist i fig. 18. De røde punktene i figuren refererer seg til området og ikke til et konkret sted, men indikerer sammen med det fargelagte feltet et område for plassering av anlegget og for innhenting av halm.

Avstander mellom de forskjellige steder, røde punkter, som målt gjennom kjøreavstand på vei er, vist i tabell 21.

Tabell 21. Avstand i km mellom de forskjellige områder

	Balnes	Sorknes	Kirkenær
Balnes		12	11
Sorknes	12		10
Kirkenær	11	10	

Tabell 22 viser areal på fargelagt felt som vist i fig. 18.

Tabell 22. Areal for de identifiserte områder

	Balnes	Sorknes	Kirkenær	Sum
Areal (daa)	Ca 28 000 daa	Ca 19 500 daa	Ca 14 500 daa	Ca 62 000 daa

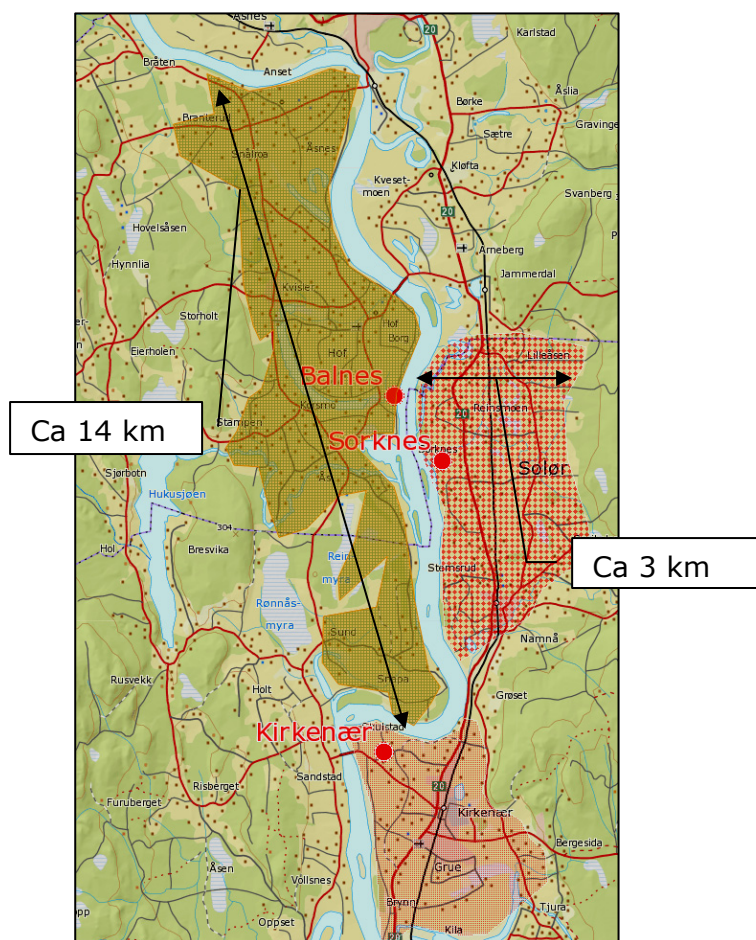


Fig. 18. Forslag til anleggssted for et mobilt anlegg

	Sted
Parameter:	Balnes Sorknes Kirkenær
Størrelse på område	De tre områder har et samlet areal på ca 62 000 daa. Blant de vurderte anlegg for mobil drift vil dette være tilstrekkelig med unntak av et anlegg som krever et areal på 113 000 daa for levering av halm, ref tabell 25, side 152.
Gjennomsnittlig transportdistanse til anlegg	For alle mobile anlegg unntatt to er det beregnet en gjennomsnittlig transportdistanse, tur og retur på under 7 km, ref tabell 25, side 152.
Infrastruktur, adkomst til sted, veier	Anses å være tilstrekkelig
Mulighet for lagring av råstoff, biokull	Anses etter synfaring å være tilstrekkelig
Mulighet for levering av el	Anses etter synfaring å være mulig. Det er identifisert oppkoblingspunkter i 11 kV nettet i de tre identifiserte områdene
Mulighet for levering av varme	Anses etter synfaring å være noe som må vurderes nærmere. Innenfor de definerte områder virker det å være en mulighet for varmeleveranse, spesielt i Kirknær-området, men dette må undersøkes nærmere i forhold til kapasitet på et anlegg, andre driftsparametre.

3.15 DRIFTSMODELL STASJONÆRE ANLEGG

De økonomiske beregningene for et stasjonært anlegg er satt opp etter en driftsmodell som definert i avsnitt 3.15.1.

3.15.1 Beskrivelse av driftsmodell

Hovedpunktene i modellen er som følger:

- Anlegget står permanent på anleggsted for produksjon av biokull og bioolje
- Råstoff er grot fra kantrydding, annen flis
- Anlegget plasseres ved terminal for direkte levering av flis til anlegg
- Biokull lagres på sted for anlegg
- Biokull transporteres til åker med traktor gjennom året for lagring ved åker og senere spredning på åker. Et alternativ til lagring ved åker er sesong-lagring i eksisterende og ledige bygninger på de respektive terminaler.
- Bioolje korttidslagres på sted for anlegg og transporteres etter behov til bruker

3.15.2 Anleggsplassering

Det er identifisert tre mulige steder for plassering av stasjonære anlegg; Skansen, Rismoen, Namnå.



Fig. 19. Forslag til anleggssted for stasjonære anlegg

Skansen

Det er ved synfaring i Solør identifisert Skansen som et mulig sted for plassering av et anlegg for biokull- og biooljeproduksjon. På stedet ligger det blant annet en flisterminal som opereres av bedriften Vermundsjøen Skogsdrift AS. Det er under synfaring avholdt foreløpige diskusjoner med dette selskap.

Rismoen

Det er ved synfaring i Solør identifisert Rismoen som et mulig sted for plassering av et anlegg for biokull- og biooljeproduksjon. På stedet ligger det blant annet en flis-terminal som opereres av bedriften Rismoen Bioenergi AS. Det er under synfaring avholdt foreløpige diskusjoner med dette selskap.



Fig. 20. Skansen – flis terminal

Namnå

Det er ved synfaring i Solør identifisert Namnå som et mulig sted for plassering av et anlegg for biokull- og biooljeproduksjon. På stedet ligger et gammelt sagbruk med tilhørende areal som er tilstrekkelig for lagring av flis. Det er under synfaring og i løpet prosjektet avholdt foreløpige diskusjoner med eier Per G. Haarstad.

3.16 MODELL FOR ØKONOMISKE BEREGNINGER

Det er utarbeidet en regnearksbasert modell for beregning av lønnsomhet. Modellen har følgende hovedmål:

- Beregne bedriftsøkonomisk lønnsomhet
- Produsere et vurderingsgrunnlag for beregning av den samfunnsøkonomiske lønnsomheten ved bruk av biokull

Modellen anvender anleggsdata på pyrolyseanlegg som nevnt i tabell 23, side 149. Anleggsdataene modelleres opp mot en tenkt verdikjede for mobil og stasjonær produksjon for frembringelse av råstoff og distribusjon av sluttprodukter som vist i fig. 22.

Det er i fig. 21 vist oppbyggingen av regnearksmodellen. Modellen tar utgangspunkt i spesifikasjoner på hvert anlegg og beregner ut fra disse økonomiske sammenligningsparametre. Modellen gir mulighet for å velge hver anleggsleverandør og ta ut data for hvert anlegg.

Tabuleringen av de økonomiske sammenligningsparametre er satt ut fra forutsetningen om at produksjon vil generere en negativ inntekt.

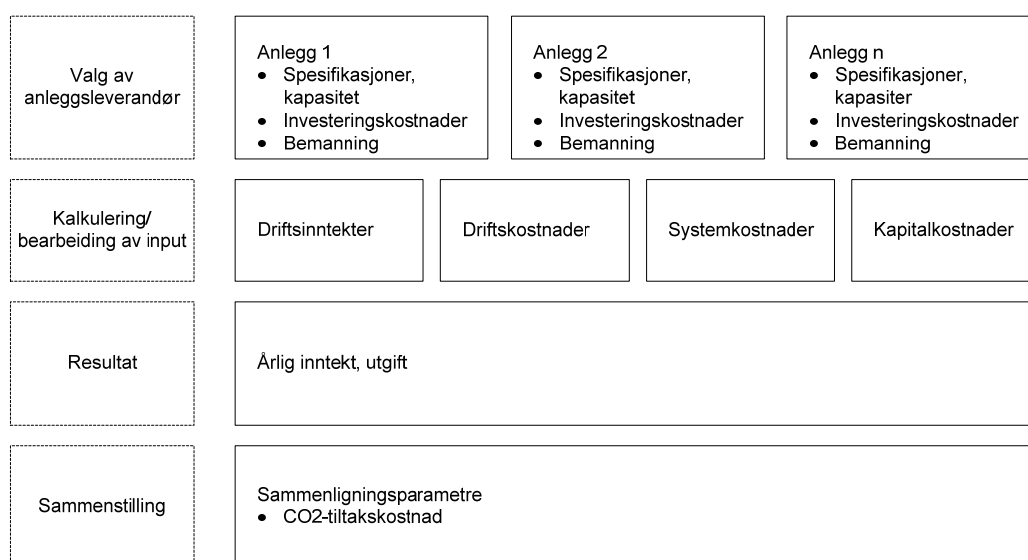


Fig. 21. Modell for utregning av lønnsomhet på system

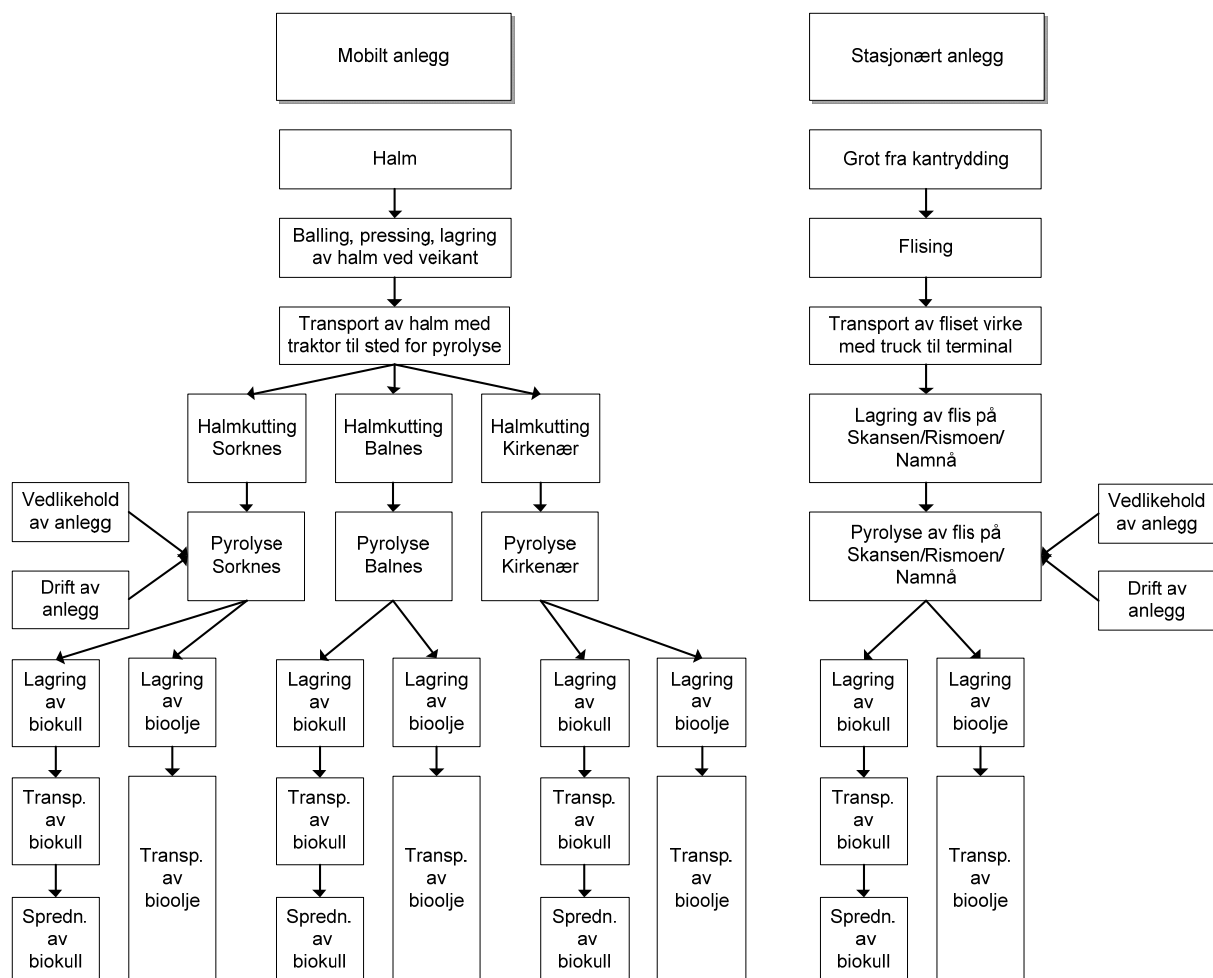


Fig. 22. Verdikjeder for mobilt og stasjonært anlegg for produksjon av biokull

3.17 FORUTSETNINGER FOR BEREKNING AV LØNNSOMHET

3.17.1 Produksjon

Det er i tabell 23 gitt de tekniske forutsetninger som gjelder for produksjon ved de respektive anlegg.

Tabell 23. Driftsparametre for vurderte anlegg

		Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
	Enhet										
Karbon produkt		Biokull	Biokull	Biokull	Biokull	Biokull	Biokull	Biokull	Biokull	Biokull	Biokull
Energiprodukt		El	Varme	Varme	Varme	Varme	Bioolje	Bioolje	Bioolje	Bioolje	Varme
Driftstimer	Timer/dag	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
Driftstimer	Timer/år	7 688	7 720	7 720	7 720	7 720	7 800	7 800	7 800	7 688	7 800
Driftsregularitet	%	88 %	88 %	88 %	88 %	88 %	89 %	89 %	89 %	88 %	89 %
Biokull prod.	Timer	7 688	7 720	7 720	7 720	7 720	7 800	7 800	7 800	7 688	7 800
Varme prod.	Timer		4 600	4 600	4 600	4 600					4 608
Kraft prod.	Timer	7 688									
Bioolje prod.	Timer						7 800	7 800	7 800	7 688	
Prod. el vinter	Timer	4 536									
Prod. el sommer	Timer	3 152									
Sum prod. el	Timer	7 688									
Prod. varme vinter	Timer		4 600	4 600	4 600	4 600					4 608
Prod. varme sommer	Timer										
Sum prod. varme	Timer		4 600	4 600	4 600	4 600					4 608
Prod. bioolje vinter	Timer						4 608	4 608	4 608	4 536	
Prod. bioolje sommer	Timer						3 192	3 192	3 192	3 152	
Sum prod. bioolje	Timer						7 800	7 800	7 800	7 688	
Prod. biokull vinter	Timer	4 536	4 600	4 600	4 600	4 600	4 608	4 608	4 608	4 536	4 608
Prod. biokull sommer	Timer	3 152	3 120	3 120	3 120	3 120	3 192	3 192	3 192	3 152	3 192
Sum prod. biokull	Timer	7 688	7 720	7 720	7 720	7 720	7 800	7 800	7 800	7 688	7 800
Type råstoff brukt		Halm	Halm	Halm	Halm	Flis	Flis	Halm	Flis	Halm	Flis
Råstoff (0% fukt)	tonn/dag	4,2	4,2	24,9	6,0	5,4	68,7	63,7	10,0	10,0	2,9
Fukt %	%	15 %	15 %	15 %	15 %	35 %	33 %	15 %	35 %	15 %	35 %
Råstoff (ved fukt %)	tonn/år	1 529	1 535	9 206	2 220	2 345	29 683	23 819	4 388	3 684	1 264
Timer nedkjøling etter	Timer	4	4	4	4	4				4	
Timer oppvarming ved	Timer	4	4	4	4	4				4	
Timer mobilisering/den	Timer	24	24	24	24	24				24	
Sum timer mob./demol	Timer	112	80	80	80	80				112	
Sum timer vedlikehold	Timer	960	960	960	960	960	960	960	960	960	960
Utbytte bioolje	%						57,0 %	53,0 %	57,0 %	57,0 %	
Utbytte biokull	%	21,7 %	21,7 %	21,7 %	17,0 %	15,0 %	31,0 %	33,0 %	15,0 %	15,0 %	35,0 %
Fast karboninnhold i bi	%	80 %	80 %	80 %	80 %	90 %	80 %	80 %	80 %	80 %	80 %
Energi bioolje	kWh/liter						6,3	6,3	6,3	6,3	
Tetthet bioolje	kg/l						1,2	1,2	1,2	1,2	
Prod. el	kWh/år	538 160									
Prod. varme	kWh/år		510 600	3 054 400	2 300 000	1 012 000					764 928
Prod. biokull	kg/år	250 000	252 000	1 511 000	285 000	226 000	6 019 000	5 946 000	424 000	418 000	285 000
Prod. bioolje	kWh/år						67 040 289	57 961 160	9 781 200	9 640 752	
Prod. bioolje	liter/år						10 600 931	9 147 910	1 543 750	1 521 583	
Kapasitet el	kW	70									
Kapasitet varme	kW		111	664	500	220					166

3.17.2 Driftsinntekter

Pris biokull

Med referanse til avsnitt 3.9.1 side 123 er det valgt en pris på 1,00 kr/kg for salg til landbruket.

Pris bioolje

Pris på bioolje beregnes ut fra gjennomsnittspris på fyringsolje for 2010, det vil si 0,55 kr/kWh. Denne pris justeres ned med 10% for kostnader som tilkommer bruker ved bruk av bioolje og som et insentiv for å bruke bioolje. I tillegg reduseres pris på bioolje med 10% for kostnader som tilkommer distributør av bioolje.

Pris på bioolje brukt i de økonomiske beregningene blir 0,44 kr/kWh. Hvis energiinnholdet i biooljen er 5 kWh per liter, vil prisen uttrykt i liter bli 2,20 kr/liter til distributør.

Pris varme

Med referanse til prisindikasjoner på varme fra tabell 40 er det valgt en pris på 0,50 kr/kWh for salg av varme.

Pris elektrisitet

For de anlegg som kan levere kraft til nett, er det valgt en pris på 0,35 kr/kWh for salg av elektrisitet.

Grønne sertifikater

For de anlegg som kan levere kraft til nett, er det inkludert salg av grønne sertifikater med en pris på NOK 0,25 kr/kWh.

3.17.3 Driftsutgifter

Råstoffkostnad

For mobile anlegg er det valgt en pris på halm, levert veikant, på 11 øre/kWh, (46 øre/kg, 15% fukt, 4,1 kWh/kg) ref avsnitt 3.10.1 side 126. Det er lagt inn som forutsetning at mobile anlegg kun benytter halm som råstoff.

For mindre stasjonære anlegg som kan nyttiggjøre seg av mindre volumer av grot fra kantrydding, annet lokalt virke, er det valgt en pris 14,5 øre/kWh, ref avsnitt 3.10.2, side 127 og tabell 42, side 176. Anleggene står ved terminal.

For større stasjonære anlegg som krever mer omfattende tilførsel av flis, er det valgt en flispris på 19 øre/kWh. Prisen er estimert med en basis i flis pris fra stammeved på 21 øre/kWh, ref tabell 42, side 176. Denne pris inkluderer transport fra terminal til sluttbruker. Transport trekkes fra siden anlegg vil stå til flisterminal. Transport er estimert til 2,0 øre/kWh, ref tabell 43, side 176.

Arbeidskostnader

Alle anlegg er satt opp med drift i 24 timer per døgn, 3 skift.

For alle anlegg er det lagt til grunn leverandørs vurdering på personellbehov. For anlegg nr 1, 2, 3, 4, 5, 8, 9 er det inkludert en forventning om en teknologiutvikling med en høyere grad av automatisert drift. For disse anlegg er det forutsatt at anlegget fungerer uten tilsyn i 1 skift, det vil si en reduksjon på 1 årsverk ut fra leverandørs spesifisering.

Tabell 24 viser utregning av arbeidskostnader.

Tabell 24. Arbeidskostnader ved hvert anlegg

		Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
	Enhet										
Antall personell	No	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	10,0	10,0	2,0	2,0	0,5
Årlig lønnskost/pers	NOK ('000)/år	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0
Ansettelse i året	%	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Årlig lønnskost/pers	NOK ('000)/år	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0	400,0
Sosiale kostnader	%	30 %	30 %	30 %	30 %	30 %	30 %	30 %	30 %	30 %	30 %
Årlig lønnskost inkl sos	NOK ('000)/år	1 040,0	1 040,0	1 040,0	1 040,0	1 040,0	5 200,0	5 200,0	1 040,0	1 040,0	260,0

Transportkostnad halm

Det beregnes nødvendig areal for levering av halm og gjennomsnittlig transportavstand til mobile anlegg.

Beregningen for areal bruker halmbehov i hvert anlegg, 0% fukt, og et gjennomsnittlig uttak av halm på 120 kg/daa per år, 0% fukt over en 5 års omløpsperiode. Uttaksvolumet per daa er diskutert i andre deler av forprosjektet. Arealet justeres med en estimert faktor på 60% for veier, annen infrastruktur, annet som medfører at halm ikke kan leveres til et anlegg. Beregningen bruker formel (1).

$$\text{Areal} = \sqrt{\frac{B}{nfP}} \quad (1)$$

B =	Behov for halm i anlegget over året	Spesifikt til hvert anlegg	tonn/år
f =	Andel av halm som dyrkes på arealet og som kan avgi halm for produksjon av biokull	Faktor satt konservativt til 60%	%
P =	Produksjon på åker av halm	Uttak av halm i 2 år i en 5 års omløpsperiode. Uttak i gjennomsnitt per år over 5 år estimert til 120 kg/daa, 0% fukt.	kg/daa

Nødvendig areal vises i tabell 25.

Det beregnes en gjennomsnittlig transportavstand for transport av halm inn til anlegget ut fra (2):

$$\text{Transportavstand} = s \times v \times \sqrt{\frac{B}{nfP}} \quad (2)$$

B =	Behov for halm i anlegget over året	Spesifikt til hvert anlegg	tonn/år
f =	Andel av halm som dyrkes på arealet og som kan avgi halm for produksjon av biokull	Faktor satt konservativt til 60%	%
P =	Produksjon på åker av halm	Uttak av halm i 2 år i en 5 års omløpsperiode. Uttak i gjennomsnitt per år over 5 år estimert til 120 kg/daa, 0% fukt	kg/daa
v =	Veikurvefaktor, en faktor som justerer for distanse på vei over luftlinje	Faktor satt konservativt til 2	
s =	Avstandsfaktor, en faktor som justerer for at mesteparten av halmen er hentet inn til anlegget i en avstand på 2/3 fra anlegget	Faktor estimert til 2/3	

Tabell 25. Areal og transportavstand, en vei, til anlegg som bruker halm som råstoff

	Enhet	Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
Areal	daa	18 464	18 541	111 189	26 806			287 670		44 491	
Gj.snitt transp. avstand	km	3,2	3,2	7,9	3,9			12,8		5,0	

Tabell 25 viser gjennomsnittlig transportavstand ut fra (2). Denne avstand må ses på som en tilnærming til å konkretisere en transportavstand. Beregnet avstand i (2) er en radius i en sirkel. Ved en vurdering av geografien for områdene, som vist i fig. 18, side 144 ser man at plassering av et anlegg vanskelig kan være sammenfallende med denne forutsetning. Anlegget vil mest sannsynlig stå i randsonen av et av de definerte områdene i fig. 18. I tillegg fremkommer ingen av de definerte områdene med en form som en sirkel.

Beregnet transportavstand for anlegg 7 er fra tabell 25, 12,8 km. Anlegget vil ikke bli benyttet som et mobilt anlegg, men opereres stasjonært og plasseres på et av de indikerte stedene for stasjonære anlegg. Anlegget vil derfor kreve en større transportavstand på inntransportert halm enn indikert i tabellen. Det er justert for dette i beregningene ved at gjennomsnittlig transportavstand er økt til 20 km.

Med referanse til avsnitt 3.10.4 side 127 og kostnadsforutsetninger for transport av halm er det beregnet et skjæringspunkt mellom når det er regningssvarende å benytte traktor med henger kontra lastebil med henger. Det beregnede skjæringspunkt ligger ved en transportavstand på ca 7 km.

For anleggene 3 og 7 er transportavstanden, tur med fullt lass og retur med tomt lass, over 7 km og det er brukt lastebil med henger til transport av halm, mens de andre benytter traktor med henger.

For lastebil med henger er det inkludert bruk av traktor med frontlaster ved lasting og lossing. Lastebil vil ha påmontert kran, men uten detaljert kunnskap om de enkelte steder for lasting, lossing er det forutsatt at traktor med frontlaster står for lasting, lossing. Transportkostnad for lastebil inkluderer derfor kostnader for traktor, fører, frontlaster. Koblingen mellom lastebil og traktor ved lasting, lossing vil medføre et visst koordineringsbehov mellom fører av lastebil og fører av traktor. Det er mye som tyder på at en endelig løsning ligger i valg av lastebil med bevegelig gulv, annen losse-mekanisme, kran med tilstrekkelig rekkevidde, andre løsninger som overflødiggjør bruk av traktor med frontlaster.

Transportkostnad bioolje

Det er brukt Econ Pöyrys (2009) estimat på 0,48 øre/liter. Estimatet er sammenholdt med andre kilder og virker å være lavt, men er brukt i mangel av andre estimater. Estimatet er forutsatt å gjelde for levering i Sør-Norge med volum 38 000 liter.

Transportkostnad biokull

Det benyttes lastebil med henger for transport av biokull for alle anlegg. For transport av biokull vil lastebil med henger være mer konkurransedyktig enn traktor på avstander som gjelder for de vurderte anlegg. Ved transport av biokull vil kran på lastebil være tilstrekkelig for lasting, lossing og man unngår dermed kostnader for bruk av traktor med frontlaster som ved transport av halmballer. Det forutsettes transport i storsekk.

Beregningen for transportkostnad bruker forutsetninger for lastebil som vist i tabell 10, side 128, med unntak av kostnader for traktor og frontlaster.

Det er i tabell 26, vist transportavstand, en vei, mellom opplasting- og lossested for transport av biokull. Avstandene reflekterer at for de mobile anlegg er det kortere avstand mellom produksjonssted for biokull og åker hvor biokullet leveres. I tillegg til transportavstand mellom produksjonssted og åker legges til kjøring fra gård for traktor, kjøring fra parkeringsplass for lastebil og retur for begge ved slutten av dagen.

Det er i beregningen inkludert hviletid og oppstillingstid.

Tabell 26. Transportavstand, en vei, for transport av biokull

		Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
Gj.snitt transp. avstand	km	3,2	3,2	7,9	3,9	5,0	20,0	20,0	20,0	5,0	5,0

Det er lagt inn i beregningene bruk av stor-sekk for transport. Volum for sekk er 1500 liter med en innhentet budsjettkostnad på NOK 70,00 per sekk.

Før opplasting i stor-sekk må produsert biokull kjøles ned. Dette er en prosess som for enkelte anlegg utføres manuelt etter produksjon ved at vann spyles over biokullet.

Det er ikke i beregningene inkludert tid for nedkjøling eller kostnader for arbeidskraft til denne prosess, men antatt at arbeidsoppgaven dekkes av tildelt personell.

Lagringskostnad biokull

Det er for de mobile anlegg inkludert et beløp for leie av land for lagring av biokull i storsekk. Kostnad for leie av land er estimert med bruk av 2010 jordleiepris for potet, god jord på Østlandet kr 1100/daa. (Statens landbruksforvaltning 2010). Det forutsettes at transport av biokull fra produksjonssted til åker skjer gjennom året slik at gjennomsnittlig areal for lagring av biokull tilsvarer 30 dagers biokullproduksjon. For stasjonære anlegg er det estimert at biokull kan lagres på areal allerede inkludert i areal for anlegget.

Halmkutting

Det er for de mobile anlegg inkludert variable kostnader, slik som arbeidskostnad, for en traktormontert halmkutter fra Kverneland. For det store stasjonære anlegget, nr 7, er det inkludert en stasjonær halmriver fra Lin-Ka. Halmkuttingskostnaden for anlegg nr 7 reflekterer kun el-kostnader. Arbeidskostnader er ikke inkludert for anlegg 7 ettersom allerede tildelt personell vurderes å kunne ivareta denne oppgaven. Halmkuttingskostnad viser variable kostnader. Kostnad for enhet er inkludert i totale kapitalkostnader.

Vedlikeholdskostnader

Det er i beregning av vedlikeholdskostnad brukt en prosentandel av total anleggskostnad. Vedlikeholdskostnaden er i enkelte tilfeller oppgitt av leverandør, for noen basert på egne estimater. Prosenter og vedlikeholdskostnad er vist i tabell 27.

Tabell 27. Oversikt over vedlikeholdskostnad og prosentvis andel av investeringskostnad brukt i beregningen

	Enhet	Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
Total anleggskostnad	NOK ('000)	1 828	969	2 378	2 030	1 374	30 965	32 999	7 461	8 418	3 135
Ved.hold % av anleggs	%	10 %	10 %	10 %	4 %	4 %	4 %	4 %	4 %	4 %	4 %
Årlig ved. hold kostnad	NOK ('000)/år	182,8	96,9	237,8	81,2	55,0	1 040,9	1 320,0	298,4	336,7	125,4

Forsikring

Det er for alle anlegg inkludert en årlig kostnad på 1,25% av investeringskostnad for forsikring.

Relokaliseringskostnader for et mobilt anlegg

Det er for mobile anlegg forutsatt at personell tilhørende anlegget foretar demobilisering, mobilisering. Det er brukt totalt 24 timer på demobilisering, mobilisering med tillegg for 4 timers nedkjøling av anlegget før demobilisering og 4 timers oppstart før anlegget når full kapasitet.

Det er i vedlegg 2, side 182 vist fordeling av driftstimer, nedetid for de forskjellige anlegg.

Leie av grunn

Det er for stasjonære anlegg inkludert en årlig leie av grunn på 600 kr/m². For et stort stasjonært anlegg er det forutsatt at dette anlegg krever 1000 m², mens et mindre stasjonært anlegg vil kreve 500 m².

Administrasjonskostnader

Det er usikkert hvordan et anlegg vil finne sin organisering. Et anlegg kan operere som et selvstendig aksjeselskap eller innlemmes i virksomheten til et annet selskap, organisasjon. Det vil for alle anlegg tilkomme kostnader som normalt kategoriseres under admin kostander. Dette vil være markedsføring, regnskap, kontorhold, annet. Slike kostnader er ikke vurdert eller inkludert i de økonomiske beregningene. Det er ansett at produksjonskapasitet på anlegget vil være en avgjørende faktor for valg av organisering. For mindre anlegg vil faste administrasjonskostnader gi store utslag på f.eks CO₂-tiltakskostnad.

3.17.4 Andre forutsetninger

Tap av biokull under drift

Det er inkludert tap av biokull for enkelte aktiviteter, ref tapsprosjenter oppgitt i tabell 13, side 132 for tap registrert under BlueLeaf-prosjektet.

Spredningsforsøkene under BlueLeaf prosjektet må ses på som et verst tenkelig scenario og det er for de økonomiske beregningene tatt et skjønn og redusert denne tapsprosent til et nivå som vist i tabell 28.

Tabell 28. Tap av biokull

Aktivitet	%
Tap under transport til sted for pyrolyse	3%
Tap under spredning	10%
Sum tap av biokull	13%

3.17.5 Anleggskostnader, andre økonomiske parametre

Det er i tabell 29 vist anleggskostnader. Det er for alle anlegg inkludert en diverse post på 10%. Leverandører melder om forskjellig livslengde på anlegg. Det er i beregningen brukt 10 år. Det er brukt en rente på 5% for utregning av årlig kapitalkostnad. Denne rente tilsvarer rente brukt i Klimakur 2020's arbeid.

Tabell 29. Anleggskostnader for hvert anlegg

		Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
Enhet	NOK ('000)	537,1	183,3	1 382,5	1 080,0	636,0	28 000,0	28 903,0	6 000,0	6 000,0	2 400,0
Infrastruktur, halmkutt	NOK ('000)	820,0	395,0	470,0	510,0	430,0	150,0	1 096,0	450,0	1 320,0	135,0
Installasjon	NOK ('000)	102,5	102,5	102,5	102,5	81,5	0,0	0,0	102,5	102,5	102,5
Transport, forsikring ar	NOK ('000)	202,6	200,5	207,1	153,1	101,6	0,0	0,0	230,0	230,0	212,2
Sum	NOK ('000)	1 662,2	881,3	2 162,1	1 845,6	1 249,1	28 150,0	29 999,0	6 782,5	7 652,5	2 849,7
Diverse post	%	10 %	10 %	10 %	10 %	10 %	10 %	10 %	10 %	10 %	10 %
Diverse post	NOK ('000)	166,2	88,1	216,2	184,6	124,9	2 815,0	2 999,9	678,3	765,3	285,0
Sum anleggskostnader	NOK ('000)	1 828,4	969,4	2 378,4	2 030,1	1 374,0	30 965,0	32 998,9	7 460,8	8 417,8	3 134,7
Antall år amortisert	År	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Rente amortisering	%	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %
Årlig kapitalkostnad	NOK ('000)	236,8	125,5	308,0	262,9	177,9	4 010,1	4 273,5	966,2	1 090,1	406,0

Enhet

Anleggskostnadene er budsjetttilbud fra leverandører. Unntaket er anleggene 8, 9, 10 hvor anleggskostnadene er basert på offentlig tilgjengelig informasjon. Alle leverandører unntatt disse er kontaktet for innhenting spesifikasjoner på anlegg.

Infrastruktur

Det er estimert infrastruktur i forbindelse med installasjon, f.eks oppkobling varme, oppkobling i nett, varmesentral med varmeveksler etc.

Det er for store anlegg inkludert en stasjonær halmriver fra Lin-Ka. Halmkutteren har kapasitet 1,25 tonn/dag. Kostnad fullt ferdig installert er fra leverandør oppgitt til NOK 946 000 ex MVA.

For mindre mobile anlegg er det inkludert en halmkutter fra Kverneland, Kverneland 856 som drives av traktor. Innhentet kostnad fra Felleskjøpet Agri for denne enhet er kr 170 000 ex MVA.

Det vil være forskjeller i partikkelstørrelse som kreves for produksjon av biokull og bioolje. Det er ikke tatt høyde for dette i beregningene. Generelt vil det ved produksjon av bioolje spesifiseres en mindre partikkelstørrelse på biomasse enn ved produksjon av biokull. Bakgrunnen er kravet om høy varmegjennomtrengningsevne på biomasse ved produksjon av bioolje. For å forenkle de økonomiske beregninger er det brukt en type halmkutter for alle mobile anlegg. Det er mulig at kravet om forskjell i partikkelstørrelse vil medføre kostnadsforskjeller mellom anlegg basert på hurtig og sakte pyrolyse.

Det er for enheter som leverer varme inkludert kostnader for varmesentral. Kostnader inkluderer prosjektering, rørteknisk og elteknisk tilkobling, prefabriert varmeveksler (Rosenberg 2010).

Det er for den ene enheten som leverer kraft til nett, inkludert kostnader for oppkobling i nett. Gjennom samtaler med Eidsiva Energi er det estimert kostnader for oppkobling på tre definerte steder. For hvert sted er det antatt et anleggsbidrag på kr 150 000. Det er gjennom samtaler med Eidsiva estimert at tariff for innmating i nett vil være ubetydelig. For enkelte oppkoblingspunkter kan innmatingstariff være negativ.

Installasjon

Installasjonskostnader for de mobile anlegg er estimert på assistanse fra leverandør under igangsettelse og overtagelse av anlegg. Det er avsatt kr 50 000 til trening av personell.

For store stasjonære anlegg hvor null er indikert, har produsent inkludert installasjonskostnader i total kostnad for enhet.

Transport, forsikring

Transport, forsikring er egne estimer og pris fra tilbud. Hvor null er indikert, er transport, forsikring, installasjon inkludert i total kostnad for enhet.

3.18 BESKRIVELSE AV RESULTATER FRA BEREGNINGER

3.18.1 Kostnadseffektivitet

Det gis i dette kapittel resultater fra de økonomiske beregningene.

Tabell 30 viser driftsinntekter og driftsutgifter med kapitalkostnader. Oppsettet i tabellen reflekterer at de fleste anlegg krever en CO₂-tiltakskostnad for å gi økonomisk lønnsomhet. Bunnlinjen er derfor totalkostnad.

Tabell 30. Inntekter, utgifter for vurderte anlegg

		Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
	Enhet										
Sum årlige kapitalkostr	NOK ('000)	-236,8	-125,5	-308,0	-262,9	-177,9	-4 010,1	-4 273,5	-966,2	-1 090,1	-406,0
Råstoff kostnad flis	NOK ('000)					-1 086,1	-19 695,7		-2 032,2		-585,3
Råstoff kostnad halm	NOK ('000)	-692,6	-695,5	-4 171,0	-1 005,5			-10 791,2		-1 669,0	
Tr.sport halm fra åker	NOK ('000)	-119,0	-119,8	-861,6	-179,6			-2 818,7		-317,3	
Lagringskostnad for halm	NOK ('000)	-3,1	-3,1	-18,9	-4,5			-48,8		-7,6	
Halmkutting	NOK ('000)	-184,4	-185,2	-1 110,5	-267,7			-66,3		-444,4	
Sum råstoffkostnader	NOK ('000)	-999,2	-1 003,6	-6 162,0	-1 457,4	-1 086,1	-19 695,7	-13 725,1	-2 032,2	-2 438,2	-585,3
Lagrings kost biokull	NOK ('000)	-0,1	-0,1	-0,6	-0,1	-0,1				-0,2	-0,2
Tr.sport kost biokull til	NOK ('000)	-2,3	-2,3	-17,0	-2,7	-2,7	-160,4	-158,5	-12,2	-4,0	-3,1
Spredekost biokull åker	NOK ('000)	-28,8	-29,0	-173,7	-32,8	-26,1	-691,9	-683,5	-48,8	-48,1	-32,8
Tr.sport kost biokull til	NOK ('000)						-5 088,4	-4 391,0	-741,0	-730,4	
Sum distribusjonskostn	NOK ('000)	-31,2	-31,4	-191,4	-35,6	-28,9	-5 940,7	-5 233,0	-801,9	-782,5	-36,0
Vedlikehold, service	NOK ('000)	-182,8	-96,9	-237,8	-81,2	-55,0	-1 040,9	-1 320,0	-298,4	-336,7	-125,4
Annen driftskostnad	NOK ('000)	-72,7	-62,2	-330,0	-82,1	-62,2	-5 147,1	-5 131,9	-477,7	-188,4	-405,3
Arbeidskostnad	NOK ('000)	-1 040,0	-1 040,0	-1 040,0	-1 040,0	-1 040,0	-5 200,0	-5 200,0	-1 040,0	-1 040,0	-260,0
Lisens kostnad	NOK ('000)						-1 268,2	-1 291,8			
Sum driftskostnader ar	NOK ('000)	-1 295,6	-1 199,1	-1 607,8	-1 203,3	-1 157,2	-12 656,2	-12 943,6	-1 816,1	-1 565,1	-790,7
Sum driftskostnader	NOK ('000)	-2 326,0	-2 234,1	-7 961,2	-2 696,4	-2 272,2	-38 292,6	-31 901,7	-4 650,3	-4 785,9	-1 412,0
Inntekt el	NOK ('000)	188,4									
Inntekt grønne sertifik	NOK ('000)	134,5									
Inntekt salg av varme	NOK ('000)		255,3	1 527,2	1 150,0	506,0					382,5
Inntekt salg av biokull	NOK ('000)	250,0	252,0	1 511,0	285,0	226,0	6 019,0	5 946,0	424,0	418,0	285,0
Inntekt salg av bio-olje	NOK ('000)						29 497,7	25 502,9	4 303,7	4 241,9	
Sum driftsinntekter	NOK ('000)	572,9	507,3	3 038,2	1 435,0	732,0	35 516,7	31 448,9	4 727,7	4 659,9	667,5
Sum driftsinntekter	NOK ('000)	572,9	507,3	3 038,2	1 435,0	732,0	35 516,7	31 448,9	4 727,7	4 659,9	667,5
Sum driftskostnader	NOK ('000)	-2 326,0	-2 234,1	-7 961,2	-2 696,4	-2 272,2	-38 292,6	-31 901,7	-4 650,3	-4 785,9	-1 412,0
Sum årlig kapitalkostna	NOK ('000)	-236,8	-125,5	-308,0	-262,9	-177,9	-4 010,1	-4 273,5	-966,2	-1 090,1	-406,0
Total kostnad	NOK ('000)	-1 989,9	-1 852,3	-5 231,0	-1 524,3	-1 718,1	-6 786,0	-4 726,3	-888,7	-1 216,1	-1 150,5

3.18.2 CO₂-tiltakskostnad

Det er oppgitt CO₂-tiltakskostnad som sammenligningsparameter mellom anleggene. Denne kostnad kan sammenlignes mot den utregnede CO₂-tiltakskostnad for biokullproduksjon under Klimakur2020s arbeide. Klimakur2020 (2010) oppgir en tiltakskostnad på NOK 900/tonn CO₂ med bruk av halm som råstoff, senere av Bioforsk justert ned til 463 kr/tonn CO₂. Tilsvarende tiltakskostnad med skogsavfall som råstoff er oppgitt til 250 kr/tonn CO₂.

Tiltakskostnaden representerer en årlig verdi som et anlegg må bli tilført for å kunne operere lønnsomt.

Det vil i andre deler av dette forprosjekt bli utarbeidet et samfunnsregnskap for biokull. I samfunnsregnskapet vil utregnet tiltakskostnad i tabell 31 bli justert for positive samfunnsmessige effekter.

Tabell 31. CO₂-tiltakskostnad

	Enhet	Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
Sum driftsinntekter	NOK ('000)	572,9	507,3	3 038,2	1 435,0	732,0	35 516,7	31 448,9	4 727,7	4 659,9	667,5
Sum driftskostnader	NOK ('000)	-2 326,0	-2 234,1	-7 961,2	-2 696,4	-2 272,2	-38 292,6	-31 901,7	-4 650,3	-4 785,9	-1 412,0
Sum årlig kapitalkostnad	NOK ('000)	-236,8	-125,5	-308,0	-262,9	-177,9	-4 010,1	-4 273,5	-966,2	-1 090,1	-406,0
Total kostnad	NOK ('000)	-1 989,9	-1 852,3	-5 231,0	-1 524,3	-1 718,1	-6 786,0	-4 726,3	-888,7	-1 216,1	-1 150,5
Råstoff forbrukt	nn/år (0% full)	1 329	1 335	8 006	1 930	1 737	22 318	20 712	3 250	3 203	936
Utbytte biokull	%	21,7 %	21,7 %	21,7 %	17,0 %	15,0 %	31,0 %	33,0 %	15,0 %	15,0 %	35,0 %
Produksjon biokull	Tonn C	288	290	1 737	328	261	6 919	6 835	488	481	328
Justert for tap	%	13 %	13 %	13 %	13 %	13 %	13 %	13 %	13 %	13 %	13 %
Produksjon biokull	Tonn C	250	252	1511	285	226	6019	5946	424	418	285
Karbon stabilitetsfaktor	%	80 %	80 %	80 %	80 %	80 %	80 %	80 %	80 %	80 %	80 %
Biokull for langtidslagring	Tonn C	200	202	1 209	228	181	4 815	4 757	339	334	228
Total kostnad	NOK ('000)	1 990	1 852	5 231	1 524	1 718	6 786	4 726	889	1 216	1 150
Antall tonn C lagret	Tonn C	200	202	1 209	228	181	4 815	4 757	339	334	228
Faktor		3,67	3,67	3,67	3,67	3,67	3,67	3,67	3,67	3,67	3,67
Antall tonn CO ₂ lagret	Tonn CO ₂	734	740	4 436	837	664	17 672	17 457	1 245	1 227	837
CO ₂ tiltakskostnad	NOK/ tonn CO ₂	2 711	2 504	1 179	1 822	2 589	384	271	714	991	1 375

Note:

1. Karbon stabilitetsfaktor er definert i rapport for del 1 av forprosjektet

Det er i tabell 32 sammenstilt informasjon på de anlegg med lavest CO₂-tiltakskostnad.

Tabell 32. CO₂-tiltakskostnad

Anlegg nr	CO ₂ tiltaks-kostnad NOK/ tonn CO ₂	Mobilt/ stasj.	Råstoff	Råstoff transportert inn til sted for pyrolyse	Produk-sjon	Sted for pyrolyse
6	384	Stasj.	Flis, stammeved	Lastebil	Biokull, Bioolje	Skansen, Rismoen, Namnå
7	271	Stasj.	Halm	Lastebil	Biokull, Bioolje	Skansen, Rismoen, Namnå
8	714	Stasj.	Flis fra grot, kantrydding	Lastebil	Biokull, Bioolje	Skansen, Rismoen, Namnå
9	991	Mobilt	Halm	Traktor	Biokull, Bioolje	Sorknes, Balnes, Kirkenær

Kvalitet på tallmateriale

Tallmaterialet for utregning av CO₂-tiltakskostnad består av budsjetttilbud og estimer. De viste CO₂-tiltakskostnader må ses i lys av dette. Neste avsnitt diskuterer endringer i enkelte faktorer og innvirken på CO₂-tiltakskostnad. Det fremkommer at små endringer i enkelte faktorer gir betydelige utslag i utregnet CO₂-tiltakskostnad.

3.18.3 Sensitivitet

Det er utført endringsanalyse på enkelte faktorer mot CO₂-tiltakskostnad.

Fig. 23 viser endringsanalyse for et stort stasjonært anlegg, nr 6, med flis som råstoff og sluttproduktene biokull og bioolje. Figuren viser at endringer i: driftstimer for produksjon av biokull, bioolje, pris på bioolje, råstoffkostnader og kostnad på anlegg vil ha størst innvirkning på CO₂-tiltakskostnad.

En reduksjon i råstoffkostnaden på ca 40% vil medføre at tiltakskostnaden blir 0. Dette skulle tilsi en reduksjon i kostnad på flis fra 19,0 øre/kWh til 11,4 øre/kWh. For bioolje vil en økning i pris på ca 20% fra 44 øre/kWh til 53 øre/kWh føre til at anlegget kan operere uten en CO₂-kompensasjon.

Tilsvarende viser fig. 24 en endringsanalyse for et lite stasjonært anlegg, nr 8, med flis som råstoff. For dette anlegg vil endringer i: driftstimer for produksjon av biokull, bioolje; pris på bioolje; råstoffkostnaden og kostnad på anlegg gi størst innflytelse på endringer i CO₂-tiltakskostnad. En ca 20% økning i pris på bioolje fra 44 øre/kWh til kr 53 øre/kWh gir 0 i tiltakskostnad.

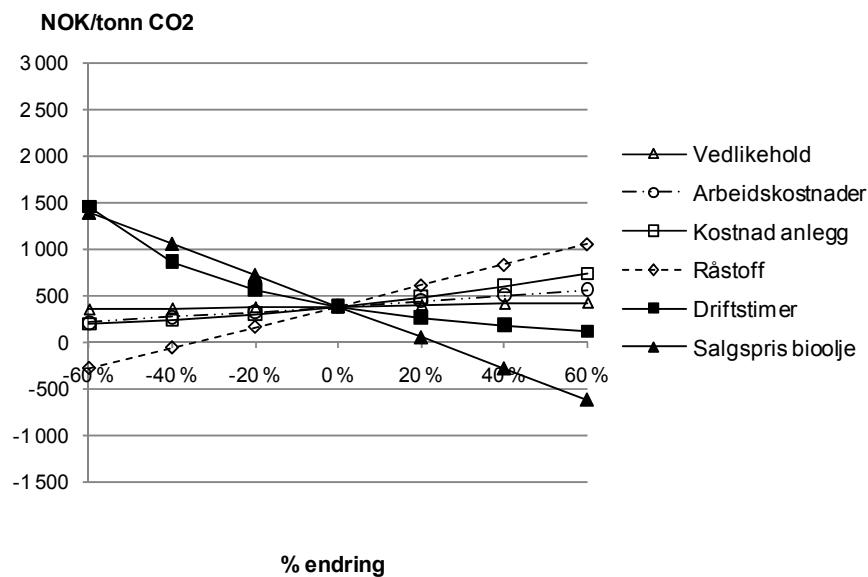


Fig. 23. Endringsanalyse tiltakskostnad for et stort stasjonært anlegg som produserer biokull og bioolje og der råstoff er flis

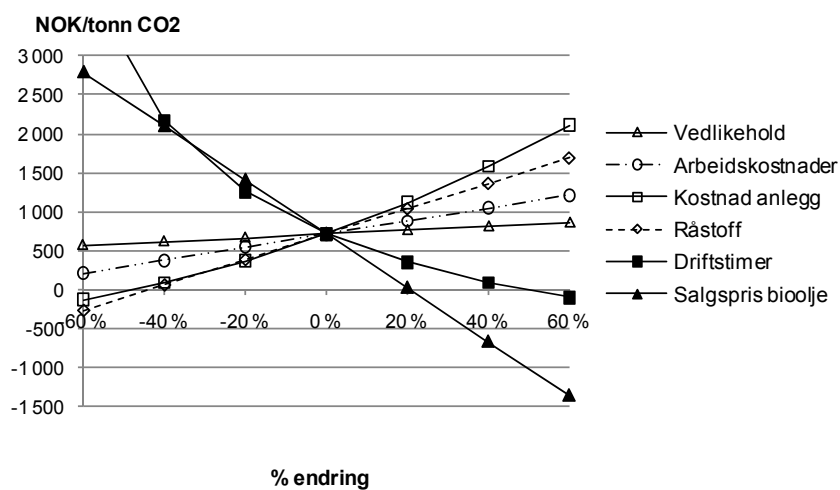


Fig. 24. Endringsanalyse på tiltakskostnad for et lite stasjonært anlegg som produserer biokull og bioolje og der råstoff er flis, grot fra kantrydding

3.18.4 Produksjonskostnader

Tabell 33 gir produksjonskostnad for produsert biokull, el, varme, bioolje. Produksjonskostnaden for hvert sluttprodukt er utregnet ut fra formel (3) vist nedenfor.

$$\text{Produksjonskostnad} = \frac{\text{Sumkostnader} \times \text{prosentvis andel av totale inntekter}}{\text{Produsert volum (kWh}_{el} \text{ kWh}_{th} \text{ kWh}_{bioolje} \text{ kg}_{biokull})}} \quad (3)$$

Tabell 33. Produksjonskostnad

	Enhet	Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
Driftskostnader	NOK ('000)/år	2 325,9	2 234,0	7 960,6	2 696,2	2 272,1	38 292,6	31 901,7	4 650,3	4 785,7	1 411,8
Kapital kostnader	NOK ('000)/år	236,8	125,5	308,0	262,9	177,9	4 010,1	4 273,5	966,2	1 090,1	406,0
Sum kostnader	NOK ('000)/år	2 562,7	2 359,5	8 268,6	2 959,1	2 450,0	42 302,7	36 175,2	5 616,5	5 875,8	1 817,8
Innt. el+innt. gr. sert/t	%	56 %									
Innt. varme/tot innt.	%		50 %	50 %	80 %	69 %					57 %
Innt. biokull/tot innt.	%	44 %	50 %	50 %	20 %	31 %	17 %	19 %	9 %	9 %	43 %
Innt. bioolje/tot innt.	%						83 %	81 %	91 %	91 %	
Sum	%	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Prod. el	kWh/år	538 160									
Prod. varme	kWh/år		510 600	3 054 400	2 300 000	1 012 000					764 928
Prod. biokull	kg/år	250 000	252 000	1 511 000	285 000	226 000	6 019 000	5 946 000	424 000	418 000	285 000
Prod. bioolje	kWh/år						67 040 289	57 961 160	9 781 200	9 640 752	
Prod kost el	NOK/kWh	2,68									
Prod kost varme	NOK/kWh		2,33	1,36	1,03	1,67					1,36
Prod kost biokull	NOK/kg	4,47	4,65	2,72	2,06	3,35	1,19	1,15	1,19	1,26	2,72
Prod kost bioolje	NOK/kWh						0,52	0,51	0,52	0,55	

3.18.5 Kostnader i verdikjeden

Det er utregnet kostnader i verdikjeden. For utregningen er det brukt formelen (4).

$$\text{Kostnad i hvert ledd i verdikjeden} = \frac{\text{Sum kostnad i hvert ledd (kr)}}{\text{Årlig forbrukt halm eller flis mengde ved angitt fukt\% (kWh)}} \quad (4)$$

Tabell 34. Kostnader i verdikjeden for anlegg med halm som råstoff

		Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
Råstoff kostnad halm	NOK/kWh	0,11	0,11	0,11	0,11			0,11		0,11	
Tran.kostnad halm	NOK/kWh	0,02	0,02	0,02	0,02			0,03		0,02	
Lagingskostnad halm i	NOK/kWh	0,00	0,00	0,00	0,00			0,00		0,00	
Halmkutting	NOK/kWh	0,03	0,03	0,03	0,03			0,00		0,03	
Lagingskostnad biokul	NOK/kWh	0,00	0,00	0,00	0,00					0,00	
Tran.kostnad biokull til	NOK/kWh	0,00	0,00	0,00	0,00			0,00		0,00	
Spredkostnad biokull p.	NOK/kWh	0,00	0,00	0,00	0,00			0,01		0,00	
Tran.kostnad bioolje til	NOK/kWh							0,04		0,05	
Vedlikehold anlegg	NOK/kWh	0,03	0,02	0,01	0,01			0,01		0,02	
Arbeidskostnader	NOK/kWh	0,17	0,17	0,03	0,11			0,05		0,07	
Andre driftskostnader	NOK/kWh	0,01	0,01	0,01	0,01			0,05		0,01	
Lisenskostnad	NOK/kWh							0,01			
Sum	NOK/kWh	0,37	0,35	0,21	0,30			0,33		0,32	

Note:

1. Energi halm = 4,1 kWh/kg -- 15% fukt

Tabell 35. Kostnader i verdikjeden for anlegg med flis som råstoff

		Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
Råstoff kostnad flis	NOK/kWh					0,15	0,19		0,15		0,15
Lagingskostnad biokul	NOK/kWh					0,00					0,00
Tran.kostnad biokull til	NOK/kWh					0,00	0,00		0,00		0,00
Spredkostnad biokull p.	NOK/kWh					0,00	0,01		0,00		0,01
Tran.kostnad bioolje til	NOK/kWh						0,05		0,05		
Vedlikehold anlegg	NOK/kWh					0,01	0,01		0,02		0,03
Arbeidskostnader	NOK/kWh					0,14	0,05		0,07		0,06
Andre driftskostnader	NOK/kWh					0,01	0,05		0,03		0,10
Lisenskostnad	NOK/kWh						0,01				
Sum	NOK/kWh					0,30	0,37		0,33		0,35

Note:

1. Energi flis = 3,19 kWh/kg -- 35% fukt

Dominerende kostnader for store og små anlegg, begge råstoffer er:

- Råstoffkostnad
- Transportkostnad bioolje
- Arbeidskostnader

Transportkostnad for flis er innebygget i pris på flis levert på terminal. Det er derfor ikke en egen linje for transportkostnad flis.

For mindre anlegg vil arbeidskostnader dominere. Dette gjelder for begge råstoffer. Dette er medvirkende til at man forventer en større grad av automatisering for mindre anlegg og en fremtidig lavere produksjonskostnad. Anlegg 1, 2 og 3 er

anlegg bygget med samme reaktor. Anlegg 1, 2 forbruker 4,2 tonn råstoff per dag, mens anlegg 3 forbruker 24,9. Med samme antall årsverk, men med en økt råstoffmengde har anlegg 3 en betydelig lavere produksjonskostnad i leddet arbeidskostnader.

Tabell 36 summerer driftskostnader på formen kr/kWh og legger til den årlige kapitalkostnaden dividert med energiinnhold i henholdsvis forbrukt flis eller halm.

Tabell 36. Sum kostnader i verdikjeden, inkludert kapitalkostnader

	Enhet	Anlegg 1 Lite Halm Mobilt BK + el	Anlegg 2 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 3 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 4 Lite Halm Mobilt BK + var	Anlegg 5 Lite Flis Mobilt BK + var	Anlegg 6 Stort Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 7 Stort Halm Stasjonært BK + BO	Anlegg 8 Lite Flis Stasjonært BK + BO	Anlegg 9 Lite Halm Mobilt BK + BO	Anl. 10 Lite Flis Stasj. BK + var
Sum driftskostnader	NOK/kWh	0,37	0,35	0,21	0,30	0,30	0,37	0,33	0,33	0,32	0,35
Kapitalkostnad	NOK/kWh	0,04	0,02	0,01	0,03	0,02	0,04	0,04	0,07	0,07	0,10
Sum driftskost og kapit	NOK/kWh	0,41	0,37	0,22	0,33	0,33	0,41	0,37	0,40	0,39	0,45

3.18.6 Tilbakebetalingstid

Det er beregnet tilbakebetalingstid på anleggskostnad. Tilbakebetalingstiden er regnet ut når summen av årlige driftsinntekter med inntekt fra salg av CO₂-kvoter fratrasket årlige driftskostnader før skatt og fratrasket årlige kapitalkostnader (amortiseringskostnad ved 5%), tilsvarer totale kostnader for et anlegg ferdig installert. Beregningen varierer CO₂-kvotepris mellom kr 100/tonn CO₂ og kr 1000/tonn CO₂. Figuren viser at 2 anlegg har en tilbakebetalingstid under 10 år. Anleggene produserer biokull og bioolje og står stasjonært. Alle andre anlegg har en tilbakebetalingstid over 10 år.

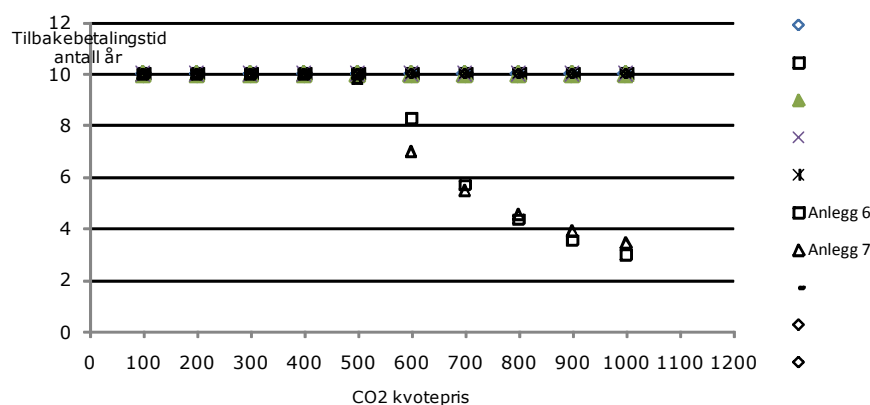


Fig. 25. Nedbetalingstid for anlegg hvor inntekt fra karbonkreditter varierer mellom kr 100/tonn CO₂ og kr 1000/tonn CO₂

3.19 RISIKO

En metode for evaluering av risiko er foreslått i NS 5814. Hovedelementer i denne prosess er:

- Sammenligning av identifiserte risikofaktorer med kriterier for akseptabel risiko
- Identifikasjon av tiltak og deres risikoreduserende effekt
- Konklusjoner og dokumentasjon på arbeidet

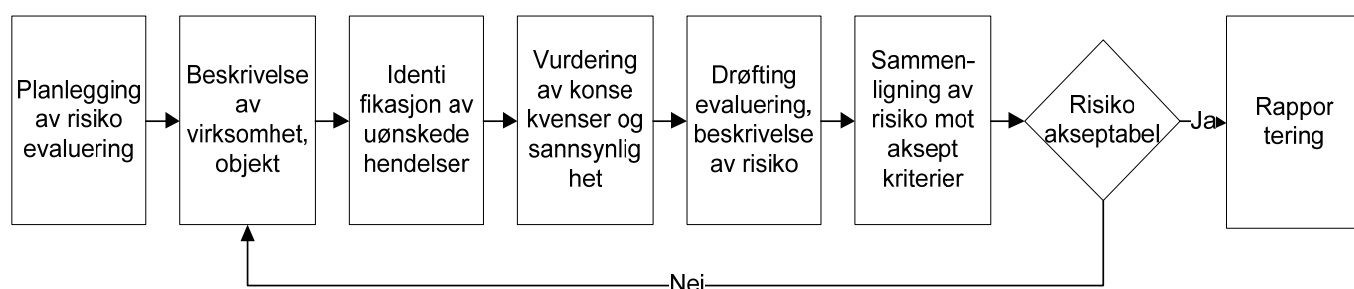


Fig. 26. Hovedkategorier i en risikoevaluering

Ved en anleggsetablering vil det være nødvendig å utføre en detaljert risikoevaluering med iverksetting av risikoreduserende tiltak mot uønskede effekter ved drift av anlegg og plassering av biokull i jord.

Downie (2010) gir følgende kategorier for vurdering av risiko ved en "Biochar Industry Risk Assessment".

- Helse og sikkerhet
- Drift av anlegg og tekniske sider ved produksjon
- Samfunnsmessige forhold
- Økonomiske forhold
- Miljømessige forhold

Det knyttes nedenfor enkelte kommentarer til noen punkter som er relevante ved en samfunnsmessig og kommersiell vurdering av risiko ved produksjon og bruk av biokull.

Råstoff

Valg av råstoff står sentralt. Det er viktig å velge riktig råstoff for å sikre karbonnegativitet gjennom hele verdikjeden. Inkludert i dette ligger at man ikke velger et råstoff som krever arealendringer med store karbonutslipp som resultat.

I tillegg bør råstoffer unngås som inneholder uvanlige store mengder tungmetaller. Pyrolyseprosessen konsentrerer disse metallene i biokull og spredd på åker vil disse kunne bringes videre i matkjeden, forurense tilliggende økosystemer og vannveier.

I praksis betyr dette at råstoffer som kommunalt restavfall, slam, bildekk som inneholder tungmetaller ikke er aktuelle som råstoffer for biokullproduksjon.

Transport

Under transport vil man søke å unngå tap av biokull til omgivelser. Biokull som støv vil lett kunne blåse av åpne lagerbeholdere og biokull som finformet støv i luft vil kunne være til sjenanse ved innånding.

I tillegg er lukkede lagerbeholdere fordelaktig å bruke ved at man dermed reduserer muligheten for selvantennelse av biokull. Biokull er hygroskopisk, det vil si det tiltrekker seg fuktighet med varmeutvikling og vil i den samme prosess gi fra seg antennlige gasser som i et oksygenrikt miljø vil kunne føre til antennelse.



Fig. 27. Transport av biokull

Foto: A. Downie

Plassering av karbon i jord

Hvis biokull opptrer som et fint støv eller i mindre partikler, vil det lettere kunne spres via luftmasser. Biokull spredd på denne måten må betraktes som forurensning. Muligheten for at dette kan skje vil være tilstede under transport og under spredning på åker. I tillegg til at man må se på dette som forurensning er det naturlig å tro at en stor opphopning av biokull som karbon i luft vil kunne ha en klimaeffekt.

Lukkede lagerbeholdere er nevnt for å unngå spredning via luftmasser. En annen tradisjonell metode er å væte biokullet, enten med vann eller med syrer f.eks eddiksyre som også produseres i pyrolyseprosessen.

Personell som håndterer biokull, bør bruke beskyttelsesmaske for innånding og annen beskyttelse som hindrer direkte kontakt.

3.20 DEMONSTRASJONSFORSØK

3.20.1 Introduksjon

Det er et ønske om å konvertere kunnskap opparbeidet gjennom forprosjektet inn i et demonstrasjonsprosjekt. Det er valgt demonstrasjonsprosjekt som form siden produksjon av biokull er i en tidlig fase med utfordringer på det tekniske i forhold til produksjon, introduksjon av biokull i jordbruket og bioolje i varmemarkedet. I tillegg kan ikke et anlegg forventes å operere lønnsomt innenfor en verdikjede.

3.20.2 Drivere

Produksjon og bruk av biokull har berøringspunkter til flere sektorer av samfunnet. En generell inndeling kan være:

- Jord- og skogbruk
- Klima
- Energiforsyning

Jord- og skogbruk:

I fremtiden er det forventet en høyere befolkning som vil måtte stille sitt næringsbehov fra en økt matproduksjon som igjen krever et økt jordareal og et økt kunstgjødselbehov. Fremtidsbildet stiller krav til jordbruket som vil ha behov for nye jordbruksmetoder. Mye tyder for at dette vil måtte skje med et redusert kunstgjødselbehov samtidig som redusert tilgang på areal krever at avling må øke per arealenhet. Alt dette antageligvis under et fremtidig klimaregime som gjør at vann blir mindre tilgjengelig for bonden. Biokull vil delvis kunne fylle disse jordbruksfunksjoner. Spesielt på næringsfattig jord har biokull vist en evne til å øke fruktbarheten i jorden med redusert tilførsel av kunstgjødsel.

Klima:

Selv om effektene av CO₂ i atmosfæren er omdiskutert, er den generelle holdning at man bør søke løsninger som reduserer på muligheten for at uønskede klimaeffekter blir en realitet. I dette inngår at man bør redusere på utslipp av CO₂ og aller helst redusere CO₂ innholdet i atmosfæren. Biokull som en karbonnegativ løsning vil kunne bidra til at karboninnholdet i atmosfæren reduseres.

Energiforsyning:

En karakteristikk ved dagens samfunn er et stort behov for energi. I tillegg peker fremtidsscenarioer ut et behov for avanserte drivstoffer og biokjemiske produkter som reduserer avhengigheten av fossile brensler. I dag ligger muligheten for produksjon av bioolje som erstatning for fyringsolje. I fremtiden vil man antageligvis kunne se bioolje som et oppgradert produkt for videre bruk som drivstoff. En høyere pris på fossile brensler og energi generelt har gjort at gårdsbaserte energianlegg i norsk landbruk er mer konkurransedyktige mot fossile brensler. Man ser dette gjennom de mange gårdsbaserte biofyringsanlegg med enten halm eller flis som råstoff. Nye teknologier må kunne konvertere restprodukter i jordbruk og skogbruk til høyere verdiprodukter enn kun varmtvann som produseres i dagens gårdsbaserte anlegg. Teknologien som anvendes for produksjon av biokull er en tidlig utgave av disse nye teknologier, i dag omtalt som bioraffenerier.

3.21 RAMMEVERK FOR ET DEMONSTRASJONSPROSJEKT

Et rammeverk for et demonstrasjonsforsøk i Solør vil kunne ha tre hovedelementer.

- Råstoff
- Produksjonsprosess
- Sluttprodukt

Et valg råstoff blir viktig med tanke på den fremtidige konkurranseevnen til biokull og med tanke på klimaeffekter. Det er en antagelse at råstoff fra biomasse vil finne en økt fremtidig etterspørsel. Dette gjelder både halm og trevirke. Skal biokull finne en begrunnelse, er det sannsynlig at biokulls karbonnegative egenskaper vil kunne danne grunnlag for videre satsing. Det er avdekket gjennom forprosjektet at i valget mellom halm og flis gir halm størst klimagevinst. Bruk av dette råstoffet for produksjon av biokull er derfor foretrukket.

Et tilbakevendende tema er valg av pyrolyseprosess og hvilken prosess som muliggjør utvikling av biokull som produkt. Det er sakte pyrolyse mot hurtig pyrolyse. Valget mellom disse er ikke helt avklart, men det virker som om hurtig pyrolyse med produksjon av bioolje vil gi et best mulig økonomisk utgangspunkt i det nære tidsperspektiv.

Et demonstrasjonsprosjekt vil preges av at det er nødvendig fra prosjektet å involvere seg innen flere ledd av kjeden fra fremføring av råstoff inn til anlegget og transport av produkter ut fra anlegget. Det er under forprosjektet vurdert flere lokale samarbeidspartnere for forskjellige aktiviteter i forbindelse med produksjon av biokull.

Tabell 37 viser antatt verdikjede for et demonstrasjonsprosjekt. Det vises kjeden for flis og halm som råstoff. For hvert ledd i kjeden er det kommentert om aktør er identifisert for mulig deltagelse i et prosjekt.

Tabell 37. Aktiviteter ved produksjon, kjede for logistikk

Halm		Flis			
Balling	Bonde/ entreprenør	Fremføring av virke med flising i terreng eller ved velteplass, flis levert til terminal og lagret på terminal	Lokal entreprenør		
Pressing					
Transport til veikant					
Påføring presenning, dekke					
Vurdering av kvalitet på halm og aksept evt. retur	Transport- selskap				
Opplasting av halmballer					
Transport til sted for pyrolyse					
Lossing av halmballer					
Kortidslagring	Ukjent aktør				
Halmkutting	Bonde/ entreprenør				
Drift av anlegg	Ukjent aktør, men i regi av demonstrasjonsprosjekt				
Lagring av biokull på sted for produksjon av biokull	Ukjent aktør, men i regi av demonstrasjonsprosjekt				
Lagring av bioolje på sted for produksjon av biokull	Ukjent aktør, men i regi av demonstrasjonsprosjekt				
Fjernovervåking av anlegg	Ukjent aktør, men i regi av demonstrasjonsprosjekt				
Vedlikehold av anlegg	Ukjent aktør, men i regi av demonstrasjonsprosjekt				
Opplasting av biokull i storsekk	Ukjent aktør, men i regi av demonstrasjonsprosjekt				
Transport av biokull i storsekk	Transportselskap				
Lossing av biokull i storsekk ved veikant ved åker					
Lagring av biokull ved veikant i storsekk	Bonde/Lokal entreprenør				
Spredning av biokull på åker	Bonde/Lokal entreprenør				
Transport av bioolje	Transportselskap				

3.22 FoU BEHOV

Enkelte FoU behov som danner grunnlag for et demonstrasjonsprosjekt er nevnt nedenfor.

- Å dokumentere planlegging, bygging og første driftsfase av et pilotanlegg for biokullproduksjon, slik at denne dokumentasjonen kan benyttes til hjelp for senere etableringer av anlegg i Norge. Et viktig element er å få kunnskap om den langsiktige driftsøkonomien
- Å skaffe erfaring med håndtering og bruk av biokull i norsk landbruk, kunnskap om bruk av bioolje i varmemarkedet
- Å skaffe erfaring med bruk av forskjellige avlingsrester i produksjon av biokull
- Å få en helhetlig oversikt over effekten av et biokullproduksjonsanlegg som klimatiltak i norsk landbruk
- Å verifisere produsenters teknologi i en tilnærmet reell driftssituasjon.
- Å forbedre logistikkjeden for en lavest mulig kostnad på råstoff inn til anlegget og tilsvarende distribusjonskostnader på biokull og energiprodukter
- Å definere en optimal produksjon av biokull og energiprodukt
- Å verifisere effekter av biokull ved bruk i jordbruket under et norsk klima

3.23 VEIKART FOR ET DEMONSTRASJONSPROSJEKT

Et demonstrasjonprosjekt vil måtte ha en struktur som:

- Bygger på en delt visjon
- Har en progresjon som skjer gjennom små steg for læring og risikoreduksjon
- Har en anleggskonfigurasjon som bygger på en allerede etablert logistikkjede for frembringelse av råstoff og en eksisterende infrastruktur i jord- og skogbruk

Siden biokull er en ny metode innen jordbruk og innen fornybar energi, vil det være nødvendig at det foregår en samtidig prosess hos det offentlige i forhold til regulering av aktivitet og i forhold til innlemmelse av biokull som et klimatiltak med mulighet for offentlig støtte tilsvarende andre berettigede tiltak.

Et mulig veikart for utvikling av biokull er skissert i fig. 28.

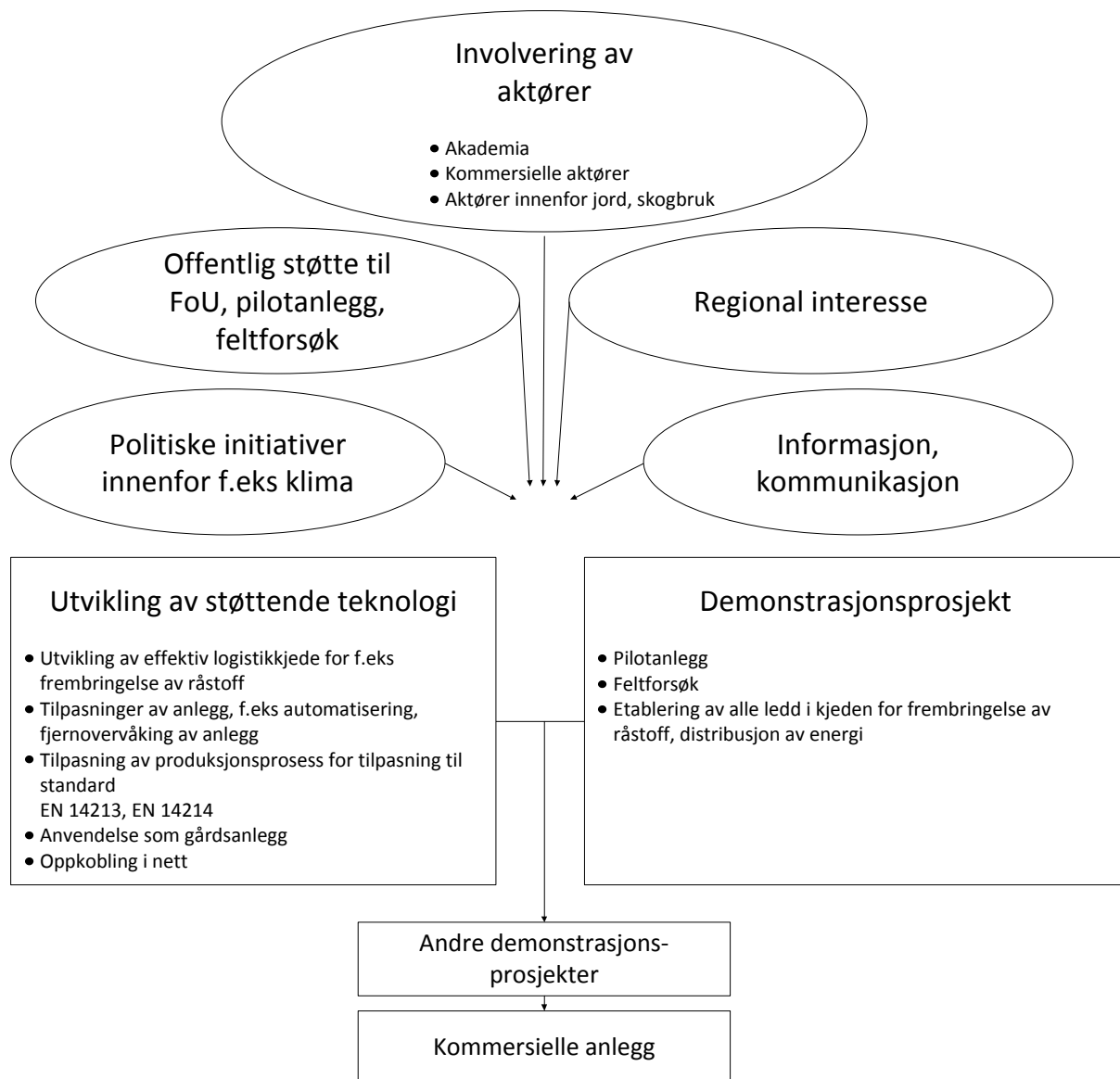


Fig. 28. Mulig veikart

3.24 KONKLUSJONER

Det er nedenfor vist enkelte konklusjoner som er fremkommet gjennom denne delrapport av forprosjektet.

Områder for demonstrasjonsprosjekt

Forprosjektet har identifisert områdene: Sorknes, Balnes, Kirkenær for mobile anlegg, og Skansen, Rismoen, Namnå for stasjonære anlegg. Det er ikke fremkommet noe under den økonomiske vurderingen som velger vekk disse områdene.

Økonomi

Ingen anlegg vurdert for bruk i et demonstrasjonsprosjekt i Solør gir bedriftsøkonomisk lønnsomhet.

Avsnitt 3.18.1,
side 158

Inntekter fra salg av biokull til aktører i jordbruket har en marginal innvirkning på inntjening.

Avsnitt 3.18.1,
side 158

Produksjon av biokull må skje i samproduksjon med et energiprodukt for å muliggjøre lønnsom drift. Av el, varme og bioolje virker bioolje å være mest økonomisk fordelaktig.

Det er beregnet CO₂-tiltakskostnad for 10 anlegg i stasjonær og mobil drift, med flis og halm som råstoff. Lavest tiltakskostnad var kr 271/tonn CO₂ for et stasjonært anlegg med flis som råstoff og bioolje som energiprodukt.

Avsnitt 3.18.2,
side 159

Endringsanalyse utført på CO₂-tiltakskostnad viser at små endringer i enkelte faktorer vil ha stor innvirkning på tiltakskostnaden.

Avsnitt 3.18.3
side 160

Bioolje

For levering av bioolje bør denne tilfredstille standard EN 14213 eller EN 14214.

Avsnitt 3.11.2
side 135 og tabell
46 side 178

Det virker som om det vil være tilstrekkelig etterspørsel etter bioolje for bruk i varmeproduksjon, enten som spisslast i fjernvarmeproduksjon eller i varmeproduksjon i industrien.

Avsnitt 3.12 side
137

For de vurderte anlegg utgjør arbeidskostnader en stor kostnad. En antatt utvikling er at fremtidige anlegg blir mer automatiserte med liten involvering av arbeidskraft. En konsekvens vil være en redusert produksjonskostnad.

3.25 VEDLEGG 1: SAMMENLIGNINGER

Pris på bioolje

Tabell 38. Prisindikasjoner på bioolje

Referanse	Pris indikasjon kr/liter	Pris indikasjon kr/kWh	Kommentar	År for pris	Kilde
B100 fyringsolje	7,88	0,78	Bio8 oppgir på sine websider at råstoffet for produktet B100 fyringsolje (100 % bioolje) er dyrefett, fisk og returfett fra matproduksjon. Oljen er tilpasset EN 14214 standarden. Det er antatt at oljen har et energiinnhold på 10 kWh/liter.	Des. 2010	Bio8
Bioolje			Bouchard, T. Chief Operating Officer, Dynamotive Energy Systems Corporation er oppgitt som kilde i Page-Dumroese for at Dynamotive, et kanadisk selskap, selger bioolje (energi innhold 0,08 MMBTU/gal) (6,17 kWh/liter) med en pris per energienhet 10% under pris for "number 2 fuel oil" (energiinnhold 0,14 MMBTU/gal), (10,79 kWh/liter)	Feb. 2010	Page-Dumroese 2009
Bioolje	5 – 10% mindre per liter i forhold til fossilt brensel.		Bioolje levert til Hafslunds fjernvarmeanlegg	Jan. 2011	Hafslund, pers. meddelelse 2011
Bioolje	5 – 10% mindre per liter i forhold til fossilt brensel.	0,49	Bioolje levert fra Eco-1 for bruk i Eidsivas fjernvarmeanlegg. Pris indikasjon kr/kWh er avledet fra gjennomsnittspris på fyringsolje i 2010.	Sept. 2010	Fjærgård 2010
Bioolje		0,42	Pris på bioolje brukt i Klimakur2020s arbeide. Prisen er avledet fra energiinnholdet og pris på fyringsolje.	Feb. 2010	Klimakur 2020
Fyringsolje		0,55	Gjennomsnittspris på fyringsolje til næringsmarkedet i 2010. Inkl. 22% rabatt til bedriftskunder, inklusiv mineraloljeavgift, eksklusiv transporttillegg.	Des. 2010	Granås 2010

Pris på biokull

Tabell 39. Prisindikasjoner på biokull

Referanse	Prisindikasjon kr/kg	Kommentar	År for pris	Kilde
Swiss Biochar	15,80 (for 100 kg) 4,76 (for 1000 kg)	Prisindikasjon på biokull fra Swiss Biochar GmbH (NOK/CHF =5,96).	2011	http://www.s wiss- biochar.com/
Dynamotive	3,00	Prisindikasjon på biokull levert til BlueLeaf prosjektet i Canada, USD 500/tonn (NOK/USD =6).	2010	Pers. meddelse

Pris på varme

Tabell 40. Prisindikasjoner på varme

Referanse	Pris- indikasjon kr/kWh	Kommentar	År for pris	Kilde
Fjernvarme Rena leir	29,83	Levering av varme til Rena leir	Des. 2008	Østlendingen 2008
Fjernvarme Korsmo	50,0	Levering fjernvarme på Skarnes.	2006	Iverslien 2006
Pris på fjernvarme	65,0	Snittpris for fyringssesongen 2009/2010.	2009/ 2010	Tveiten 2010

Pris på halm

Tabell 41. Prisindikasjoner på halm

Referanse	Pris-indikasjon øre/kg	Pris-indikasjon øre/kWh	Kommentar	År for pris	Kilde
Gjødsel verdi på halm i Solør-Odal	24,5	6,1	Verdi utarbeidet for prosjektet av Solør-Odal Landbruksrådgiving	2010	Solør-Odal Landbruksrådgiving 2010
Antatt pris på halm levert varmesentral, Kongsvinger	50,0	12,5	Pris inkludert transport kostnad på 12,5 øre/kWh (omregnet med 4,0 kWh/kg). Fra søknad om fjernvarmekonsesjon for halmfyringsanlegg på Kongsvinger	2008	Eidsiva 2008
Pris på halm til kraftvarmeverk, Danmark, levert fra åker	48,6	11,8	Omregnet fra DKK 45,2/kg. (2005-kurs NOK/DKK = 107,45) 15 % fukt. 4,1 kWh/kg	2005	Dansk Landbruksrådgivning 2005
Estimert pris i 2010, levert fra åker i Danmark	10,8	2,4	Estimat oppgitt i 2007 kroner Omregnet 2007 pris DKK 28/GJ (NOK/DKK = 107,58) 4,1 kWh/kg	2010 (2007 kroner)	Energistyrelsen 2009
Estimert pris i 2010, England	42,0	10,2	Oppitt £ 42/tonn NOK/£ = 10,00 4,1 kWh/kg	2010	Shackley & Sohi 2010
Halmbørs, Danmark	53,3	13,0	Gjennomsnitt av tre innmeldte tilbud på salg av halm. Halm levert som rundballer ved åker 4,1 kWh/kg	Nov. 2010	Landbrugsavisen 2010
Fôrsentralen, halm til strø, fôr til hest	40,0-160,0	10-40	5 innmeldte tilbud på salg av halm. Halm levert som rundballer og firkantballer fra bonde. 4,0 kWh/kg	Nov. 2010	Fôrsentralen 2010

Pris på grot

Tabell 42. Prisindikasjoner på grot fra hogstavfall, flis fra stammeved

Referanse	Pris indikasjon øre/kWh	Kommentar	År for pris	Kilde
Skogsbio/ kornavrens	15,0	Det er i Eidsivas søknad om fjernvarmekonsesjon (Eidsiva 2008) estimert en pris på "skogsbio/kornavrens" til 15 øre/kWh.	2008	Eidsiva 2008
Grotflis fra terminal i Solør	14,5	Pris oppgitt fra leverandør i Solør, fukt ca 35%.	2010	Forprosjekt
Flis fra hogstavfall	14,8	Flis levert ved velteplass før biltransport.	2009	Trømborg og Rørstad (2010).
Grotflis	17,0	Fra leverandør i Sør-Norge. Fuktighet over 40-50%. Inkluderer transport inntil 5 mil, pris er ex mva.	2010	Energi rapporten (2011)
Stammevedflis	25,0	Fra leverandør i Sør-Norge. Fuktighet over 35%. Inkluderer transport inntil 5 mil, pris er ex mva.	2010	Energi rapporten (2011)
Stammevedflis	21,0	Fra leverandør i Sør-Norge. Fuktighet under 35%. Inkluderer transport inntil 5 mil, pris er ex mva.	2010	Energi rapporten (2011)

Transportkostnad flis

Tabell 43. Kostnadsindikasjoner på transport av flis

Referanse	Trømborg, Rørstad pris indikasjon øre/lm ³ / per angitt km	Avledet pris indikasjon øre/kWh/ per angitt km	Antall km	År for pris	Kilde
Skogsflis	12,6	1,6	1	2008	Trømborg & Rørstad 2010
Skogsflis	14,8	1,9	10	2008	Trømborg & Rørstad 2010

Noter:

1. Det er brukt 800 kWh/lm³ (kilde: Trømborg & Rørstad 2010)

Transportkostnad bioolje

Tabell 44. Kostnadsindikasjoner på transport av bioolje

Referanse	Pris indikasjon øre/liter	Avledet pris indikasjon øre/kWh	Antall km	Kommentar	År	Kilde
Biofyringsolje	0,48	0,048 ¹	Ikke oppgitt. Antatt å gjelde hele Sør- Norge	Gjelder tankbil med biofyringsolje 38 000 liter, Norge. Det er anslått av Econ Pöyry at kostnad for transport av biofyringsolje har en merkostnad på 0,10 kr/liter over vanlig fyringsolje. Omregning til øre/kWh fra øre/liter med antatt energiinnhold i biofyringsolje på 10 kWh/liter	2009	Econ Pöyry (2009)
Bensin, diesel				En tankbil med 30 000-45 000 liter er oppgitt til å ha en kostnad på 15 kr/km. Ut fra denne kostnad og et energiinnhold per liter på 10 kWh/liter vil 0,048 øre/kWh tilsvare 120 km.	2010	Wiig et al. (2010)

Tabell 45. Sammenstilling kommentarer fra Akershus Energi på bioolje

Faktor	Kommentar	Kilde
Generellt	"Akershus Energi har valgt å bruke en biofyringsolje med animalsk opphav for å sikre seg mot problemstillinger knyttet til bærekraftighet i og med at animalske oljer er et restprodukt fra annen virksomhet."	Pers. meddelelse Presentasjon Sagvik 2010
Håndtering	Det nevnes forhold rundt risikoen for ubenyttet bioolje, bioolje som går ut på dato, behov for egen lagertank med oppvarming, kvalitet på bioolje.	Pers. meddelelse Presentasjon Sagvik 2010
Krav til biooljen	Krav til askeinnhold og relatert støvutslipp ved bruk EN 14213 som kvalitetsstandard.	Pers. meddelelse
Dokumentasjonskrav	Fornybar andel for produktet Sporbarhet til råstoff og produksjon Produktanalyse per lass Syretall Lagringstid Temperaturkrav til tank Garantiforutsetninger	Pers. meddelelse. Presentasjon Sagvik 2010
Behov, levering	Har etablert rammeavtaler om levering av biofyringsolje.	Pers. meddelelse
Pris	Det mottas biofyringsoljer over og under oljepris.	Pers. meddelelse
Lagring	Leveranse per tankbil, responskrav er 24 timer Krav til holdbarhet er minimum 1 år, foretrekker leveranser av biooljer med 2 års lagringstid.	Pers. meddelelse

Tabell 46. Sammenstilling kommentarer fra Hafslund på bioolje

Faktor	Kommentar	Kilde
Generelt	Tar leveranser på biooljer for bruk i spisslastproduksjon.	Pers. meddelelse
Håndtering	Anser ikke ferskvareproblematikken rundt bioolje som et problem.	Pers. meddelelse
Krav til biooljen	EN 14213, EN 14214 som kvalitetsstandard.	Pers. meddelelse
Behov, levering	Kan ta leveranse på opp mot 20 000 tonn.	Pers. meddelelse
Pris	Pris på fyringsolje minus 5 til 10% for ekstra håndtering, annet.	Pers. meddelelse

Tabell 47. Planer for bruk av biofyringsolje (Econ Pöyry 2010)

Selskap	Sted	Econ Pöyry kommentar til forventet årlig forbruk (GWh)	Econ Pöyry kommentar til forventet årlig forbruk	Eget avledet estimat på forbruk i 2013	Egen kommentar til estimat på forventet forbruk 2013
Akershus Energi Varme	Lille strøm	Antatt 10 % av levert energi, ca 10 GWh i 2015.	Oljekjeler ble satt i drift med biofyringsolje i desember 2009. Krav til kvalitet ved oppstart var EN 14213.	1,0 mill liter	10 GWh = 2 mill liter. Det er brukt 50% av dette og 1 mill liter som estimat for 2013.
Eidsiva Varme	Hamar	400 000 liter bioolje (2009/2010)	Oljekjeler (20 MW) ved Børstad-anlegget på Hamar ble konvertert til biofyringsolje og idriftssatt 1. november 2009. Krav til kvalitet i første fyringssesong vil være EN 14213.	0,4 mill liter	Forbruk 2009/2010 er konservativt holdt på 400 000 liter i 2013.
Hafslund Fjernvarme	Oslo, flere varme sentraler	20-50	Har testet ulike kvaliteter på biofyringsolje, inkl animalsk olje og vegetabilske oljer. Dersom tester fortsatt er vellykket, vil all oljebruk erstattes av biofyringsolje.	7,0 mill liter	Det er brukt middeltallet 35 GWh som estimat. Dette tilsvarer 7,0 mill liter.
Sum				8,4 mill liter	

Note:

1. Omregnet forbruk fra GWh til liter er egen. Omregningen bruker: 5 kWh/liter bioolje

Tabell 48. Vurderingsparametre for vurdering av anlegg for biokullproduksjon (Joyce 2010)

Vurderingsparameter	Kapasitet på anlegg		
	Mikro- til mindre enheter	Mindre til mellomstore enheter	Større enheter
Installasjons-, etablerings-kostnader	Meget små kostnader. Et større antall enheter er nødvendig for å oppnå en tilsvarende effekt som med større enheter	Investeringsbeløp vil være mindre. Investering i infrastruktur vil være av mindre karakter	Vanligvis mindre på en sammenligningsparameter som per tonn forbrukt biomasse, men har en større kapitalbinding og høyere risiko i form av en større initiell investering.
Tidsperspektiv ved etablering	Uker til dager	Måneder	År
Miljømessig påvirkning	Generelt dårlig	Varierer fra dårlig til god	Vanligvis bedre enn mellomstore til mindre enheter på grunn av høyere energivirkningsgrader og muligheter for reduksjon av utslipp
Produksjon av kraft og virkningsgrad	De fleste anlegg vil ikke kunne produsere kraft	De fleste anlegg vil ikke kunne produsere kraft, i så fall kun med lav virkningsgrad	Virkningsgrad kan være i området 10-20%. (~50% av energiinnholdet i biomassen er i biokullet)
Total termisk virkningsgrad	50-60% er betraktet som god. Høyere virkningsgrad kan oppnås med tilleggsinvesteringer	Kan være opp mot 65%	Kan være opp mot 80%
Biomasse	Benytter lettest tilgjengelig biomasse i nærmiljøet med lavest kostnad	Vil være fleksibel med hensyn til aksept på type biomasse	Vil lettere bli påvirket av endringer i leveranse av råstoff

Tabell 49. Parametre for vurdering av anlegg (etter Joyce 2010)

Hovedkat.	Parameter	Kommentar
Teknisk	Automatisert drift	Ved installasjon i industrielle land vil de høye personellkostnadene ta en stor andel av totale kostnader. I disse land vil derfor automatisert drift med drift av anleggene uten tilsyn eller tilsyn gjennom fjernovervåking være økonomisk fordelaktig.
	Kontinuerlig innmating av råstoff	Med kontinuerlig mating oppnås en høyere driftsregularitet og jevnere kvalitet på produsert biokull
	Kontroll med reaktortemperatur og oppholdstid på biomasse i reaktor	En fordelaktig egenskap ved et anlegg er muligheten for at man gjennom styringsautomatikk kan endre driftsforhold som har innvirkning på temperatur i reaktor og oppholdstid i reaktor for biomasse. Med dette kan man endre utbytte og egenskaper på produsert biokull.
	Tillatt biomasse partikkelstørrelse	Så stor som mulig
	Tid for oppstart til full kapasitet	Så kort tid som mulig
	Tidspunkt mellom serviceintervall	Så høy tid som mulig
Økonomisk	Valg mellom sakte pyrolyse/hurtig pyrolyse/flash pyrolyse	Mulighet for å skifte mellom forskjellige pyrolyse-hastigheter gir mulighet for å velge produksjon med utbytteforhold på sluttprodukter som gir høyest økonomisk kompensasjon.
	Valg mellom levert energiprodukt: bioolje, varme eller el	Tilsvarende som over
HMS		Vurdering med hensyn til eksplosjon, brann, partikkelutslipp, gasslekasjer, spesielt CO, støy
Bærekraft		Vurdering med hensyn til uttak av biomasse, utslipp av CO ₂ , både direkte og indirekte.

3.26 VEDLEGG 2: OVERSIKT DRIFTSTIMER

Anlegg 1

Produksjon: El og biokull

Type: Mobilt

Måned	Demob/ mob	Ned kjøling	Oppstart	Vedlikehold	Produksj. el	Produksj. varme	Produksj. bioolje	Produksj. biokull	Sum drift	Sum
	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/år
1					744			744	744	
2	24	4	4		640			640	672	
3					744			744	744	
4	24	8	4		684			684	720	
5			4	480	260			260	744	
6					720			720	720	
7					744			744	744	
8					744			744	744	
9	24	4	4		688			688	720	
10		4			740			740	744	
11			4	480	236			236	720	
12					744			744	744	
	72	20	20	960	7 688			7 688		
	72	20	20	960				7 688	8 760	8 760

Anlegg 2

Produksjon: Varme og biokull

Type: Mobilt

Måned	Demob/ mob	Ned kjøling	Oppstart	Vedlikehold	Produksj. el	Produksj. varme	Produksj. bioolje	Produksj. biokull	Sum drift	Sum
	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/år
1						744		744	744	
2						672		672	672	
3						744		744	744	
4		4				24		716	720	
5			4	480				260	744	
6	24	4	4					688	720	
7								744	744	
8	24	4	4					712	744	
9						696		720	720	
10		4				740		740	744	
11			4	480		236		236	720	
12						744		744	744	
	48	16	16	960		4 600		7 720		
	48	16	16	960				7 720	8 760	8 760

Anlegg 3

Produksjon: Varme og biokull

Type: Mobilt

Måned	Demob/ mob	Ned kjøling	Oppstart	Vedlikehold	Produksj. el	Produksj. varme	Produksj. bioolje	Produksj. biokull	Sum drift	Sum
	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/år
1						744		744	744	
2						672		672	672	
3						744		744	744	
4		4				24		716	720	
5			4	480				260	744	
6	24	4	4					688	720	
7								744	744	
8	24	4	4					712	744	
9						696		720	720	
10		4				740		740	744	
11			4	480		236		236	720	
12						744		744	744	
	48	16	16	960		4 600		7 720		
	48	16	16	960				7 720	8 760	8 760

Anlegg 4

Produksjon: Varme og biokull

Type: Mobilt

Måned	Demob/ mob	Ned kjøling	Oppstart	Vedlikehold	Produksj. el	Produksj. varme	Produksj. bioolje	Produksj. biokull	Sum drift	Sum
	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/år
1						744		744	744	
2						672		672	672	
3						744		744	744	
4		4				24		716	720	
5			4	480				260	744	
6	24	4	4					688	720	
7								744	744	
8	24	4	4					712	744	
9						696		720	720	
10		4				740		740	744	
11			4	480		236		236	720	
12						744		744	744	
	48	16	16	960		4 600		7 720		
	48	16	16	960				7 720	8 760	8 760

Anlegg 5

Produksjon: Varme og biokull

Type: Mobilt

Måned	Demob/ mob	Ned kjøling	Oppstart	Vedlikehold	Produksj. el	Produksj. varme	Produksj. bioolje	Produksj. biokull	Sum drift	Sum
	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/år
1						744		744	744	
2						672		672	672	
3						744		744	744	
4		4				24		716	720	
5			4	480				260	744	
6	24	4	4					688	720	
7								744	744	
8	24	4	4					712	744	
9						696		720	720	
10		4				740		740	744	
11			4	480		236		236	720	
12						744		744	744	
	48	16	16	960		4 600		7 720		
	48	16	16	960				7 720	8 760	8 760

Anlegg 6

Produksjon: Bioolje og biokull

Type: Stasjonært

Måned	Demob/ mob	Ned kjøling	Oppstart	Vedlikehold	Produksj. el	Produksj. varme	Produksj. bioolje	Produksj. biokull	Sum drift	Sum
	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/år
1							744	744	744	
2							672	672	672	
3							744	744	744	
4							720	720	720	
5				480			264	264	744	
6							720	720	720	
7							744	744	744	
8							744	744	744	
9							720	720	720	
10							744	744	744	
11				480			240	240	720	
12							744	744	744	
				960			7 800	7 800		
				960				7 800	8 760	8 760

Anlegg 7

Produksjon: Bioolje og biokull

Type: Stasjonært

Måned		Demob/ mob	Ned kjøling	Oppstart	Vedlikehold	Produksj. el	Produksj. varme	Produksj. bioolje	Produksj. biokull	Sum drift	Sum
		Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/år
1								744	744	744	
2								672	672	672	
3								744	744	744	
4								720	720	720	
5					480			264	264	744	
6								720	720	720	
7								744	744	744	
8								744	744	744	
9								720	720	720	
10								744	744	744	
11					480			240	240	720	
12								744	744	744	
					960			7 800	7 800		
					960				7 800	8 760	8 760

Anlegg 8

Produksjon: Bioolje og biokull

Type: Stasjonært

Måned		Demob/ mob	Ned kjøling	Oppstart	Vedlikehold	Produksj. el	Produksj. varme	Produksj. bioolje	Produksj. biokull	Sum drift	Sum
		Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/år
1								744	744	744	
2								672	672	672	
3								744	744	744	
4								720	720	720	
5					480			264	264	744	
6								720	720	720	
7								744	744	744	
8								744	744	744	
9								720	720	720	
10								744	744	744	
11					480			240	240	720	
12								744	744	744	
					960			7 800	7 800		
					960				7 800	8 760	8 760

Anlegg 9

Produksjon: Bioolje og biokull

Type: Mobilt

Måned	Demob/ mob	Ned kjøling	Oppstart	Vedlikehold	Produksj. el	Produksj. varme	Produksj. bioolje	Produksj. biokull	Sum drift	Sum
	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/år
1							744	744	744	
2	24	4	4				640	640	672	
3							744	744	744	
4	24	8	4				684	684	720	
5			4	480			260	260	744	
6							720	720	720	
7							744	744	744	
8							744	744	744	
9	24	4	4				688	688	720	
10		4					740	740	744	
11			4	480			236	236	720	
12							744	744	744	
	72	20	20	960			7 688	7 688		
	72	20	20	960				7 688	8 760	8 760

Anlegg 10

Produksjon: Bioolje og biokull

Type: Stasjonært

Måned	Demob/ mob	Ned kjøling	Oppstart	Vedlikehold	Produksj. el	Produksj. varme	Produksj. bioolje	Produksj. biokull	Sum drift	Sum
	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/mnd	Timer/år
1						744		744	744	
2						672		672	672	
3						744		744	744	
4						24		720	720	
5				480				264	744	
6								720	720	
7								744	744	
8								744	744	
9						696		720	720	
10						744		744	744	
11				480		240		240	720	
12						744		744	744	
				960		4 608		7 800		
				960				7 800	8 760	8 760

3.27 LITTERATUR

Bech, N. 2008. In Situ Flash Pyrolysis of Straw. Ph.D. Dissertation. Department of Chemical and Biochemical Engineering Technical University of Denmark. Frydenberg a/s Copenhagen Denmark. ISBN 978-87-91435-68-4, 222 p.

Bedre gardsdrift 2010. Maskinleie-prislista 2010. Nr 4 61.

Boldt, J. 2009. Fremtidige priser på biomasse til energiformål.

<http://www.ens.dk/da-DK/Info/TalOgKort/Fremskrivninger/modeller/Documents/Biomassepriser20090120.pdf>

Nedlastet desember 2010.

Börjesson, P. & Gustavson L. 1996. Regional production and utilization of biomass in Sweden. Energy, 747–764.

Brick 2010. Biochar: Assessing the Promise and Risks To Guide U.S. Policy. NRDC (The Natural Resources Defense Council) issue paper, 18 p.

Bridgewater, A. 2006. Review biomass for energy. Journal of the Science of Food and Agriculture 86, 1755-1768.

Brownsort, P. 2009. Biomass pyrolysis processes: Performance parameters and their influence on biochar system benefits. A dissertation presented for the degree of Master of Science, University of Edinburgh, 84 p.

Collison, M., L. Collison, R. Sakrabani, B. Toefield & Z. Wallage. 2009. Biochar and Carbon Sequestration: A Regional Perspective, Low Carbon Innovation Centre Report for EEDA University of East Anglia, Norwich, UK, 109 p.

http://www.uea.ac.uk/polopoly_fs/1.118134!LCIC%20EEDA%20BIOCHAR%20REVIEW%2020-04-09.pdf

Nedlastet des 2010.

Dansk Landbrugsrådgivning, 2005. Prisen på halm til kraftvarme?

<http://www.landbrugsinfo.dk/Byggeri/Filer/1403joh.pdf>

Nedlastet desember 2010.

Downie, A. 2010. Biochar Industry Risk Assessment. Presentasjon 3'rd International Biochar Conference, Rio de Janeiro, September 12 – 15, 2010. 19 p.

<http://www.ibi2010.org/wp-content/uploads/Downie - ibi 2010 - risk.pdf>.

Nedlastet februar 2011.

Dyken, S., Bakken, B., & Skjelbred, H. 2010. Linear mixed-integer models for biomass supply chains with transport, storage and processing. Energy 35, 1338–1350.

Dynamotive 2009a. Dynamotive BioOil; Information Booklet 2009. 28p.

Dynamotive 2009b. Dynamotive CQuest BioChar Information Booklet 2009. 24 p.

Econ Pöyry 2010. Potensialstudie for flytende biobrensel. Econ-rapport nr. 2010-020, ISSN: 0803-5113, ISBN 978-82-8232-119-8, 93 s.

Eidsiva 2008. Søknad om fjernvarmekonsesjon for Kongsvinger syd i henhold til energiloven § 5-1, 24 s.

<http://skjema.nve.no/NVE-saksdokument/200800499-2-221157.PDF>

Nedlastet desember 2010.

Energirapporten 2011. Tekniske Nyheter, Årgang 8 nummer 5, 10 februar 2011.

Energistyrelsen, 2009. Forudsætninger for samfunnsøkonomiske analyser. 19 s.

http://193.88.185.141/Graphics/Publikationer/Energipolitik/forudsætninger_for_samfundsoekonomiske_analyser_paa_energiomraadet/pdf/978-87-7844-791-3.pdf.

Nedlastet desember 2010.

Enova 2007. 10 år med røde tall; Barrierer for økt utbygging av lokale varmesentraler og nærvarmeanlegg. Studie for Enova SF 2007, Norsk Bioenergiforening, Norsk Varmepumpeforening, Norsk Petroleumsinstitutt.

Fjærgård, T. 2010. Bio olje som spisslast. Presentasjon på Fjernvarmedagene 2010.

www.fjernvarme.no/uploads/a29_1010%20Fjaergard.ppt

Nedlastet desember 2010.

Fôrsentralen 2010. Markedsplassen.

<http://www.forsentralen.no/markedsplassen>

Nedlastet desember 2010.

Geijzendorffer, I. R., Annevelink, E., Elbersen, B., Smidt, R., & Mol, R. Combining goals in the logistics bio-energy chains. Proceedings 16'th European Biomass Conference & Exhibition, Spain 2008, 640-643.

Granås, S. 2010. Redaktør Energirapporten, Tekniske Nyheter, pers meddelelse.

Granatstein, D., Collins, H., Garcia-Perez, M. & Yoder, J. 2009. Use of Biochar from the Pyrolysis of Waste Organic Material as a Soil Amendment. Center for Sustaining Agriculture and Natural Resources. Washington State University. 168 p.

<http://www.ecy.wa.gov/pubs/0907062.pdf>.

Nedlastet februar 2011.

Gustavsen 2008. Venter på utslipps- og byggetillatelse. Østlendingen 15 april 2008.

Husk, B. 2009. Preliminary Evaluation of Biochar in a Commercial Farming Operation in Canada. BlueLeaf Inc. 27 p.

Iverslien, O. 2006. Bioenergi mer aktuelt enn noen sinne. Gausdølen.

<http://www.gausdolen.no/nyhet.cfm?nyhetid=331>

Nedlastet desember 2010.

Jacobson, J., Searcy E., Muth D., Wilkerson, E., Sokansanj, S., Jenkins, B., Tittman, P., Parker, N., Hart, Q. & Nelson R. 2009. Sustainable Biomass Supply Systems. 2009 AIChE Spring National Meeting. Idaho National Laboratory, 7 p.

<http://www.inl.gov/technicalpublications/Documents/4247160.pdf>

Nedlastet jan 2011

Joyce, J. 2010. Medium & Large Scale Production. *In* Taylor, P. (editor) The Biochar Revolution: Transforming Agriculture & Environment. Global Publishing Group Victoria Australia, 198-209.

KLIF 2010. Klimakur 2020, Sektorrapport jordbruk. Tiltak og virkemidler for reduserte utslipp av klimagasser fra jordbrukssektoren, Klima- og forurensningsdirektoratet. TA-2593/2010, 74 s.

Konkurransetilsynet 2010. Det norske drivstoffmarkedet.

http://www.konkurransetilsynet.no/ImageVault/Images/id_4607/ImageVaultHandler.aspx

Nedlastet februar 2011.

Landbrugsavisen, 2010. Halmbørs, gjennomsnitt av tre innmeldte tilbud på salg av halm i november 2010.

<http://www.landbrugsavisen.dk/KoebSalgJob/Halmdating/halmdating.htm>

Nedlastet desember 2010.

Landbrukstjenester Solør Odal mars 2011. Knut Morten Grønneng, pers meddelelse.

Myringer, Å., Petersen, M., Olsson, J., Rönnbäck, M., Bubholz, M. & Forsberg, M. 2009. Identifisering av energiverkens merkostnader ved forbränning av åkerbränslen samt lantbrukarens möjlighet att påverka bränslekvaliteten. Värmeforsk Service AB, Sverige, 109 s.

Nilsson, D. & Bernesson, S. 2010. Halm som bränsle – Del 3: Dynamisk simulering av hanteringssystem. SLU, Sveriges lantbruksuniversitet - Institutionen för energi og teknikk. Report 021. Uppsala, Sverige, 66 s.

Page-Dumroese, D. 2009. Portable in-woods pyrolysis: Using forest biomass to reduce forest fuels, increase soil productivity, and sequester carbon, 13 p.
http://www.fs.fed.us/r6/uma/news/2009/pyrolyzer/Page-Dumroese_2009_fast_pyrolysis_final.pdf

Nedlastet jan 2011

Polagye, B. 2005. Thermochemical Conversion of Forest Thinnings. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science in Mechanical Engineering, Univ of Washington
195 p.

http://faculty.washington.edu/malte/pubs/Polagye_Thesis.pdf

Nedlastet nov. 2010.

Renew 2008. Scientific Report Subproject 2 Process optimisation of BtL production Report prepared under the framework of project: RENEW – Renewable fuels for advanced power trains Contract nr.: FP6 SES6-CT-2003-502705 Subproject 2 WP2. 127 p.

http://www.renew-fuel.com/download.php?dl=del_sp5_wp3_5-3-5_06-07-27_iee.pdf&kat=18

Nedlastet november 2010

Roberts K., B. Gloy, S. Joseph, N. Scott & J. Lehmann. 2010a. Life cycle assessment of biochar systems: Estimating the energetic, economic, and climate change potential. Environ. Sci. Technol. 44 (2), 827–833

Roberts K., B. Gloy, S. Joseph, N. Scott & J. Lehmann. 2010b. Supporting online information for life cycle assessment of biochar systems: Estimating the energetic, economic, and climate change potential. Environ. Sci. Technol. 32 p.

<http://www.css.cornell.edu/faculty/lehmann/publ/ES&T%2044,%20827-833,%202010%20supporting%20online%20Roberts.pdf>

(Nedlastet nov. 2010).

Rosenberg, M. 2010. Kostnader for fjernvarmeutbygging. Bioen as. 39 s.

<http://naring.enova.no/sitepageview.aspx?articleID=4097>

Nedlastet februar 2011

Shackley, S. & S. Sohi (eds). 2010. An assessment of the benefits and issues associated with the application of biochar to soil. A report commissioned by the United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs, and Department of Energy and Climate Change. UK Biochar Research Centre, 132 p.

Solør-Odal Landbruksrådgivning 2010. Pers. meddelelse.

Sorenson, C. 2010. A comparative financial analysis of fast pyrolysis plants in southwest Oregon. Thesis The University of Montana Missoula, MT, USA, 103 p.

Statens landbruksforvaltning 2010. Jordleiepriser 2010.

<https://www.slf.dep.no/no/eiendom-og-skog/eiendom/jordleiepriser/statistikk/Jordleiepriser+2010.10101.cms>

Nedlastet april 2011.

Trømborg, E. & Rørstad, K., 2010. Rimelig hogstavfall klar til bruk. Presentasjon Enovas varmekonferanse 2010. 23 s.

<http://naring.enova.no/file2.axd?fileID=30565402-a02b-4de7-a8f0-90101cfcbbb7>

Nedlastet desember 2010.

Tveiten, J. 2010. Årets nyhet – prisstatistikk for fjernvarme!!! 13 s.
http://www.fjernvarme.no/uploads/28_1410%20Tveiten_1.pptx
Nedlastet desember 2010.

Wiig, H., Bernhard, P. & Bugge, L. 2010. Vurdering av biodrivstoff i transportsektoren -- Tiltak, virkemidler, effekter og kostnader i 2020 og 2030. Institutt for Strategisk Analyse. 72 s.
<http://www.klimakur2020.no/Global/Vurdering%20av%20biodrivstoff%20i%20transportsektoren.pdf>
Nedlastet februar 2011.

4. BOKULL – EN SAMFUNNSØKONOMISK BETENKNING TIL ET PILOTANLEGG I NORGE

Arild Spissøy & Jan Sørensen

Sammendrag

I denne betenkningen ser vi på økonomiske effekter knyttet til anlegg for biokullproduksjon i Norge i tilknytning til gårdsbruk. De samfunnsøkonomiske effektene knytter seg i hovedsak til tre forhold: karbonfangst, reduserte lystgassutslipp og redusert avrenning. Biokullproduksjon kan ha gunstige effekter i forhold til klimagassutslipp fra landbruksvirksomhet. Produksjon og anvendelse av biokull som jordforbedringsmiddel fra halm og hogstavfall fanger og langtidslagrer karbon, er gunstig for produksjonen på mange jordtyper og kan samtidig minske utslipp av gjødsel til elver og vassdrag. Effektene er imidlertid avhengig av lokale forhold. De samfunnsøkonomiske effektene er generelle, men størrelsen på dem er spesielle for den enkelte jordtype, klima og muligheter for alternativ bruk av råvarene. Det er ikke gjort nok forsøk på biokullproduksjon under forhold tilsvarende som for Norge til å kunne gjøre en samfunnsøkonomisk analyse med signifikante resultater. Et praktisk forsøk med pilotanlegg ville kunne minske usikkerheten knyttet til både biologiske og økonomiske forhold betraktelig. Potensialet biokull har som karbonfanger regnes som stort.

4.1 INNLEDNING

Dette notatet er en analyse av samfunnsøkonomiske forhold knyttet til produksjon av biokull på, eller i tilknytning til, gårdsbruk i Norge. Vi kaller det en samfunnsøkonomisk betenkning da det ikke er en fullstendig samfunnsøkonomisk analyse. Notatet er en del av et forprosjekt som har til hensikt å utrede mulighetene for ett eller flere pilotanlegg. En fullstendig samfunnsøkonomisk analyse ligger ikke innenfor rammene av forprosjektet. Vi anser det som nødvendig å overvåke eventuelle pilotanlegg nøye for å få bedre og sikrere anslag over de økonomiske effektene både på virksomhets- og samfunnsnivå.

Notatet tar for seg de økonomiske aspektene ved bruk av pyrolyseovner for produksjon av biokull og anvendelse av biokull og biprodukter. I dette notatet vektlegges de samfunnsøkonomiske aspektene. Landbruksforetakenes økonomi er imidlertid viktige for samfunnsøkonomien og derfor starter vi med en listing av økonomiske effekter på bedriftsnivå. De bedriftsøkonomiske effektene er behandlet grundigere i en annen del av forprosjektet.

Biokull er kull som er fremstilt av biomasse ved hjelp av pyrolyse. Pyrolyse er en kjemisk dekomponering av organisk materiale ved bruk av varme med lite tilførsel av oksygen. Altså en kontrollert, ufullstendig forbrenning. Ordet stammer fra gresk hvor *pyro* betyr bål/brenne og *lysis* betyr å dele. Materialene dekomponeres til gass, olje og kull. Biokull kan fremstilles ved hjelp av ulike pyrolyseteknikker og fra ulike typer organisk materiale. Teknikkene skiller seg i hovedsak på hvilken temperatur

som brukes, hvor mye oksygen som tilføres, og forbrenningstid. Høy temperatur og rask pyrolyse eller lav temperatur og sakte pyrolyse. Biokullets struktur og egenskaper er avhengig av pyrolyseteknikk og råmateriale. Kull er et relativt stabilt materiale med en mye lengre halveringstid enn kompost som ofte er alternativ bruk av det organiske materialet. Det at deler av biomassen forkulles i pyrolyseprosessen og at man så tar vare på dette kullet gjør at man får reduserte karbonutslipp i forhold til alternativ bruk som er kompostering eller fullstendig forbrenning. Den delen av biomassen som ikke brenner opp og som ikke blir til gass eller bioolje, men som altså forkulles, kan nyttes som jordforbedringsmiddel og kalles biokull.

Biokull er en ny betegnelse som henspiller på hvordan kullet nyttes. Altså at det brukes aktivt og bevisst som jordforbedringspreparat, og at det potensielt kan være viktig med tanke på karbonfangst fra atmosfæren (Lehman et al. 2006). Biokull er ikke et ord i norsk ordliste, men er den mest brukte oversettelsen av det engelske *biochar*. *Char*, forkortet fra *charcoal*, betyr trekull. Så en mer beskrivende betegnelse kunne altså vært biotrekull - trekull nyttet i biologisk produksjon. Ikke alle bruker begrepet *biochar*. Laird (2008) bruker betegnelsen *charcoal* når han beskriver kullets egenskaper som jordforbedringsmiddel. *Biochar* og biokull virker imidlertid å være såpass innarbeidede begreper at de brukes i dette notatet.

Tidligere ble trevirke pyrolysert i blant annet kullmiler. I Norden fremstilte man store mengder tjære hvor trekull var et biprodukt. Trekull har mange bruksområder avhengig av type trevirke og fremstillingsmetode og bearbeides til ulike produkter som brikker, kullstifter, aktivt kull, etc. Kull brukt som biokull fremstilles i hovedsak av avfall fra landbruksproduksjon – halm, grot, maisstengler og liknende, men man kan også bruke spesielt dyrket trevirke, eksempelvis piletre. Biokullets kvaliteter og egenskaper er avhengige av råmateriale og produksjonsteknikk. Det kjennetegnes ved en stor overflate gitt gjennom en porestruktur som åpnes av pyrolyseeffekten. Porestrukturen gjør at biokull har en stor adsorpsjonsevne.

Som jordforbedringsmiddel er effektene avhengig av kvaliteten på biokullet, jordtype, hvordan spredningen foregår, nedbørsmengde, hvordan pløyingen eller harvingen foregår, og innblanding med annet organisk materiale, gjødsel og plantevernmidler. På humusrik jord kan innblanding av kull ha negativ effekt, mens på sand- og siltjord har det som regel positiv effekt. Biokull er basisk, og jordens surhetsgrad spiller en rolle for effekten. Behovet for kalking kan reduseres. Den positive effekten består i hovedsak av at jorden blir bedre i stand til å holde på det en tilfører av næringsstoffer og plantevernmidler (Konovalov 2010). Jordens absorpsjonsevne øker. I tillegg viser noen studier at det kan ha gunstig effekt på mikroorganismer og motvirke skadelige soppdannelser. Noen studier viser imidlertid negativ effekt på plantenes næringsopptak (Konovalov 2010). Biokullets adsorpsjonsevne avhenger av hva man fremstiller biokull fra, hvordan det fremstilles, hvordan kullet behandles etter pyrolysen, hvordan det spres og hvor lenge det har ligget i jorden. Bedret adsorpsjonsevne gir redusert avrenning og vil kunne resultere i redusert bruk av gjødsel og plantevernmidler, og redusert forurensing av bekker og vassdrag. Jordens buffereffekt bedres. Biokull som substrat for respirasjon av næringsstoff er imidlertid sannsynligvis en kortvarig effekt (Verheijen et al. 2010). I Norge antas det at det er på deler av Østlandet og Trøndelag at effektene av biokull vil ha størst potensial som jordforbedringsmiddel, da en her finner mye humusfattig sand- og siltjord.

Studier viser at det er store lokale variasjoner når det gjelder jordforbedring (Konovalov 2010). Derfor finnes det ikke generelle konklusjoner når det kommer til jordforbedringseffekten av biokull. For å anslå jordforbedringspotensialet i et område kan man støtte seg på studier gjort under liknende forhold. Det vil si liknende

jordtype, liknende nedbørsmengde, liknende temperaturforhold og så videre. Blackwell et al. (2009) lister i alt 14 studier av biokull som jordforbedringsmiddel. Studiene har foregått på ulike steder i følgende land: Indonesia, Thailand, Colombia, Brasil, Kenya og Australia. Studiene gav ulike resultat. Imidlertid er det gjort for få studier til å dekke alle forhold, og det kan være lokale forskjeller på samme jorde (Verheijen et al. 2010).

I et forsøk med innpløying av biokull i Norge ville det være et mål å få gode tall på jordforbedringseffektene under ulike forhold, herunder hvordan biokullets struktur og stabilitet påvirkes av frost og tele. Det ville blant annet være interessant å finne ut hvor mye kull som er nødvendig for å få optimal jordforbedringseffekt, hvorvidt man vil få en gradvis forbedring av jorden, hvor lang tid vil det ta, og hvor lenge effekten vil vare. Det bør klarlegges hvilket utstyr som egner seg best til spredning og til harving og pløying, med spesielt fokus på hvorvidt utstyr som allerede nyttes på gårdene også kan nyttes til spredning av biokull. Det vil være interessant å se på jordforbedringspotensialet ved tilførsel av biokull opp mot kapasiteten til å produsere biokull ved det enkelte anlegg. Det bør bringes på det rene hvor mye biokull per dekar som gir best effekt på jordens fruktbarhet og dermed hvor stort areal ett anlegg kan levere til. Og man bør undersøke hvordan man best kan få utnyttet kapasiteten i anlegget. Biomassen som skal pyrolyseres, må tørkes og klargjøres først. Man må finne ut om det er spesielle utfordringer knyttet til klimatiske forhold, eksempelvis fukt og temperatur, som kan ha noe å si for i hvor stor grad man får utnyttet et pyrolyseanlegg i det sentrale Østlandsområdet. Det vil også være interessant og se hvordan man kan sette anlegget opp lokalt for best å få utnyttet biproduktene av pyrolysen – varme, gass og olje.

Pyrolyseovner finnes i flere størrelser og i ulike utgaver. I størrelse varierer de fra store stasjonære ovner til mindre mobile ovner. Ovnene er ulike på flere måter, blant annet muligheter for å stille pyrolysetemperatur og hva man kan nytte som råvare. Noen ovner kan brenne med mer eller mindre oksygentilførsel. Ovnene kan som regel settes opp slik at de er tilpasset råmateriale og ønsket produkt.

De samfunnsmessige effektene av mobile pyrolyseovner for produksjon av biokull vil i hovedsak avhenge av hvorvidt metoden er bedriftsøkonomisk gunstig for det enkelte jordbruksforetak, om det er en egnet og kostnadseffektiv måte å redusere utslipp av klimagasser på, fortrinnsvis CO₂, men også lystgass. I tillegg kommer eventuelle konsekvenser på avrenning.

Avrenning fra jordbruksarealer er en betydelig kilde til forurensing av vann og vassdrag og av kysten og havområder. Kostnadene ved denne forurensingen betales i dag i liten grad av forurensere. Mindre avrenning fra dyrka mark kan derfor regnes som en samfunnsøkonomisk forbedring. Pyrolyse av organisk jordbruksavfall, halm, grot, o.l. kan sees på som en metode for å redusere de negative eksterne effektene av landbruk. I tillegg vil biokull være en metode for å fange CO₂.

For at pyrolyse og anvendelse av biokull i jordbruk skal være bærekraftig må det være attraktivt ut fra et økonomisk perspektiv. McCarl et al. (2009) nevner fire aspekter hvor biokull kan vise seg å være økonomisk bærekraftig. Bærekraften vil være avhengig av den verdien biokullet har for:

- Energiproduksjon
- Jordforbedring
- Karbonfangst
- Produksjon av andre kjemiske produkt

Verdipotensialet i disse aspektene vil være avhengig av teknologi og lokale forhold.

Problemet for økonomer er at før gevinstene over er fastslått, i det aktuelle området, er det vanskelig å si noe om den økonomiske bærekraften.

4.2 EN ØKONOMISK VURDERING AV BRUK AV PYROLYSEOVNER PÅ ELLER I TILKNYTNING TIL LANDBRUKSFORETAK.

Jeg vil her gi en systematisk gjennomgang av de økonomiske aspektene ved bruk av pyrolyseovner beregnet til bruk på landbruksforetak. Vi antar at et mobilt anlegg vil være det mest hensiktsmessige i så henseende blant annet på grunn av investeringskostnad og muligheter for utleie. Mange av kostnadene og inntektene vil imidlertid være de samme med stasjonære enheter. Årsaken til at vi her ser på mobile enheter er at man i denne forstudien først og fremst fokuserer på effekter av å ta teknologien i bruk i mindre skala i et avgrenset område. Vurderingen er at det i første omgang er mest aktuelt å prøve ut en eller flere mobile enheter i ett område.

Den økonomiske vurderingen vil foregå på to plan: bedriftsøkonomisk og samfunnsøkonomisk. I dette notatet vil den samfunnsøkonomiske bli tillagt størst vekt da de bedriftsøkonomiske aspektene også er gjennomgått i kapittel 3. Den foretaksøkonomiske delen er generell og legger vekt på å klargjøre en del usikkerhetsmomenter for det enkelte gårdsbruk.

4.2.1 Økonomisk vurdering for det enkelte landbruksforetak

For det enkelte landbruksforetak er beslutningen om å investere i et pyrolyseforbrenningsanlegg i prinsippet lik en hvilken som helst annen investeringsbeslutning. Foretaket må vurdere alle inntekter og kostnader og se disse opp mot alternative investeringer. Vil en investering i pyrolyseovn gi høyere overskudd eller ikke?

Foretaket lager en oversikt over kostnader og inntekter over en tidsperiode og finner *nåverdien* av investeringen. Jo sikrere kostnadene og inntektene er, jo sikrere er den forventede nåverdien. Usikkerhet omkring den fremtidige kontantstrømmen vil bidra negativt i investeringsbeslutningen. Det vil si at om det er knyttet usikkerhet til anslaget man kommer frem til, selv om det er det beste anslaget, så legger man ikke nødvendigvis hele forventningsverdien til grunn for investeringsbeslutningen. Hvor stor del av forventningsverdien som legges til grunn, avhenger av hvor stor usikkerheten er – hvor sannsynlig utfallet er, og hvor risikoavers beslutningstakeren er.

Som regel står en bonde overfor flere alternative investeringsbeslutninger og valg av produksjonsteknologier samtidig. En investeringsbeslutning vil noen ganger innebære valg av produksjonssystem og vil kunne utelukke et sett av andre muligheter. En gårdbruker vil derfor også vurdere fleksibiliteten i det han investerer i – altså om teknologien eller maskinen kan inngå i flere produksjonssystemer eller er bundet til ett system. Dette er ett av flere momenter landbruksbedriften vurderer når den velger om den skal gå for alternativ A eller B eller C og så videre. Eksempelvis har vi valg av melkerobot eller melkegrav, pyrolyseovn eller levering til et forbrenningsanlegg eller kompostering. Eierne av landbruksforetaket setter så alternative investeringsbeslutninger opp mot hverandre, og velger det alternativet som gir høyest nåverdi.

I dette tilfellet har vi ikke anledning til å utrede alternative investeringsbeslutninger til pyrolyseovn, så vi antar en forenklet prosess. Alternativene er kjøp av pyrolyseovn eller fortsette som før. Et oppsett med inntekter og kostnader for alternative anlegg er gjort i kapittel 3. Her vil vi for ordens skyld gi en skjematisk opplisting som en inngang til den samfunnsøkonomiske vurderingen. Den bedriftsøkonomiske vurderingen er jo også en viktig del av den samfunnsøkonomiske vurderingen.

I forhold til alternativ "fortsette som før" (A) kan vi sette opp kostnader og inntekter i forhold til alternativet: "investere i pyrolyseovn" (B). For enkelhets skyld setter vi her opp reduserte kostnader ved B i forhold til A opp som inntekt (tenk: besparelse).

Ulikhetene mellom de to alternativene A og B antas å fremkomme gjennom:

Kostnader:

- Anskaffelseskostnad
- Finanskostnad (avskrivning og renter på lån)
- Driftskostnader (herunder: opplæring, vedlikehold, logistikkostnader, drivstoff, etc)
- Kostnader til komplementerende utstyr (eksempelvis til tørking/forbehandling av råstoff, transport, spredning)
- Kostnader knyttet til håndtering av avfallsstoffer fra pyrolyseprosessen
- Bortfall av alternativ inntekt på bioavfallet
- Eventuell avhendingskostnad av ovnen

Inntekter:

- Salg av biokull
- Bedre og større avlinger
- Reduserte utgifter til kunstgjødsel og plantevernmidler
- Eventuelle støtteordninger fra det offentlige for karbonfangst (salg av CO₂-kvoter)
- Eventuelt salg av elektrisk kraft og/eller varme (eller levering til eget bruk) – altså bruken av den resterende energien fra pyrolysen som ikke blir værende i biokullet
- Salg av andre biprodukter (bioolje, biogass)
- Utleie av den mobile enheten
- Eventuell avhendingsinntekt

Deler av den energien i halmen som ikke blir konserveret som uforbrent karbon i biokullet (cirka 85 prosent), kan nyttes eksempelvis til elektrisitetsproduksjon, "nærværme" til gårdsbruket og bioolje til bruk i drivstoff eller oppvarming. Dette er verdien av energiproduksjonen pyrolysen gir og verdien av produksjon av andre kjemiske produkt, jamfør McCarl et al. (2009).

I et oppsett over bedriftsøkonomiske inntekter og kostnader kan man for enkelhets skyld se bort fra reduserte utgifter til gjødsel og plantevernmidler samt høyere avlinger ved å tenke seg at dette kan man få betalt for gjennom salg av biokull, enten man "selger" det som jordforbedringsprodukt til seg selv eller andre. Disse positive effektene vil reflekteres i salgsprisen på biokullet. Altså om 1 tonn biokull gir 10 kg høyere avling og reduserer mengden gjødsel og plantevernbruk til en verdi av 20 kroner, så er man villig til å betale en pris for biokullet tilsvarende verdien av 10 kg korn og 20 kroner i reduserte utgifter. Prisen man får for biokullet som jordforbedrer antas således å henge sammen med prisen på kalk, gjødsel og plantevernmidler, samt salgsprisen på det man dyrker. Prisen en kan få for biokullet vil være den verdien biokullet har som jordforbedrer. En studie av potensielle

effekter på potetdyrking i England gjort av East of England Development Agency og University of East Anglia viste at overskuddet per hektar (=10 dekar) hadde potensiale til å doble seg fra £ 550 til £ 1 095 (Collison et al. 2009). Da var imidlertid ikke kostnader til biokull tatt med i beregningene. Collison et al. (2009) har estimert behovet for biokull i Øst England til å være 10-40 tonn biokull per hektar. Avhengig av pyrolysemetode er det videre estimert at 10 tonn per hektar vil kreve 32-75 tonn biomasse og 40 tonn per hektar krever 129-301 tonn biomasse¹. Som vi ser varierer behovet for biomasse mye avhengig av råstoff og pyrolyseteknikk.

På grunn av mulighetene for karbonfangst ved pyrolyse kan støtteordninger fra det offentlige være aktuelt. Det finnes en rekke støtteordninger både til investeringer i og til drift av landbruk i Norge i dag. Eventuell offentlig støtte til investering i pyrolyseovner kan muligens gjøres gjennom allerede eksisterende støtteordninger. Et eventuelt forsøksprosjekt kan søkes støtte til gjennom eksempelvis de fylkesvise Regionale Miljøprogram.

Det kan også være aktuelt å kompensere karbonfangsten ved hjelp av klimakvoter. Med andre ord, at produsenter av biokull vil kunne selge klimakvoter. En kvote tilsvarer et utslipp på 1 tonn CO₂. Prisen på kvoter varierer. Klima og forurensningsdirektoratet selger klimakvoter. Per 03.03.2011 er prisen for en EUA-kvote² 149,3 NOK³. Hvor mange kg CO₂ et kg biokull tilsvarer, kalkuleres enkelt kjemisk til 3,67 kg⁴. Biokullets karboninnhold er avhengig av pyrolyseteknikk hvor høyere temperatur gir høyere karboninnhold. Handel med CO₂-kvoter er et nytt fenomen og omfanget av denne handelen vil trolig stige i årene fremover. Landeiere vil kunne engasjere seg i handelen med kvoter på flere måter. Lagring gjennom produksjon av biokull vil kunne være én av flere måter å delta i kvotehandelen på.

I tillegg til verdien av karbonfangst kan det tenkes at myndighetene vil kunne støtte landbruksforetakene for innføring av tiltak som gir redusert avrenning, i og med at ordningen med at *forurenser betaler* ikke er fullstendig utviklet enda.

Et viktig aspekt i all investeringsanalyse er investeringsens forventede levetid og depresieringsrate. Kostnader, herunder gjeldsrenter, og levetid er viktige faktorer for å sette riktig depresieringsrate. Vi har ikke data for hvor lang levetiden er på mobile pyrolyseovner. Vi vet heller ikke hvor lenge jordforbedringseffektene varer. Dog vet vi at jord som ikke vedlikeholdes og bearbeides, mister mye av sin produktivitet. Det kan også tenkes at det er grenser for hvor mye biokull jorden bør inneholde før den mister sin jordforbedringseffekt. Hvor mye og hvor ofte en bør harve inn eller pløye ned biokull, er trolig avhengig av lokale forhold og noe som bør overvåkes fra år til år over et lengre tidsrom. I landbruket har man individuelle gjødselsplaner og spredning av biokull vil kunne inngå i en slik plan som et alternativt jordforbedringspreparat. Kostnadsreduksjonen som følge av redusert behov for gjødsling og kalking er beregnet i kapittel 3.

En ryddig måte å se på den bedriftsøkonomiske lønnsomheten kan være å se på investeringsbeslutningen uten ekstraordinær offentlig støtte. Da kan man også finne hvor mye som må til i eventuell støtte for at en investering i pyrolyseovn og medfølgende driftsomlegging vil være bedriftsøkonomisk lønnsom.

¹ Disse artiklene fra Collison er referert til i Konovalov (2010).

² EUA er kvoter fra EUs kvotemarked som Norge er en del av.

³ www.klif.no

⁴ Ifølge samtale med Karl-Jan Erstad.

4.2.2 Samfunnsøkonomiske effekter

Når man skal vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet, bruker man oftest en nytte/kostnadsanalyse. En fullstendig nytte/kostnadsanalyse innebærer at man verdsetter alle effekter i kroner og øre. Om dette ikke er mulig, kan likevel en eksersis med å liste alle effekter og gi en god og nøktern beskrivelse av disse fortsatt være nyttig som et grunnlag for beslutninger. I NOU 1998:16 uttrykkes det slik:

For en del offentlige tiltak kan en stor eller helt vesentlig del av konsekvensene ikke uten videre verdsettes i penger. ... I slike tilfeller kan det være mindre hensiktsmessig å gjennomføre en fullstendig nytte- og kostnadsanalyse. En bør ha analysens formål for øye, nemlig å kartlegge og synliggjøre konsekvensene av et tiltak. Av og til kan det å sette en kroneverdi på et tiltak være mer tilslørende enn opplysende. Et kriterium for når en bør verdsette i kroner, er dermed at verdsettingen bør gi beslutningstakerne et bedre og mer utfyllende bilde av tiltakets virkninger. I de tilfeller det er lite hensiktsmessig å gjennomføre en fullstendig nytte-kostnadsanalyse kan man benytte en kostnadseffektivitetsanalyse hvor formålet er å komme fram til det tiltaket som minimerer kostnadene ved å oppnå et bestemt mål. En slik analyse bidrar på samme måte som en nytte- kostnadsanalyse til å klarlegge og synliggjøre konsekvensene av ulike tiltak, selv om målet med de aktuelle tiltakene altså er gitt.

Det er altså en utbredt oppfatning at ikke alle effekter av ulike tiltak er mulige å verdsette.

Det første man spør seg, er om bruken av pyrolyseovner har effekter på samfunnet som ikke kommer frem i investeringsbeslutningen til den enkelte bonde – såkalte eksterne effekter. Dersom disse effektene lar seg verdsette, kan det offentlige kompensere den enkelte landbruksbedrift for dette slik at også de samfunnsmessige effektene blir tatt hensyn til når investeringsbeslutningen skal fattes, og man får et samfunnsoptimalt nivå på praksisen.

Mulige samfunnsøkonomiske effekter:

- Karbonfangst/ reduserte CO₂-utslipp – vil ha positiv effekt på Norges samlede karbondioksidutslipp.
- Redusert avrenning – vil kunne ha positiv effekt på økosystem på omkringliggende jorder og på vannkvaliteten i vassdrag og i havet, og dermed på det biologiske mangfold.
- Teknologiutprøving – utprøving av ny teknologi med potensielt positive effekter som det ikke er mulig å se i dag. Investering i forskning og utvikling er et gyldig argument så lenge teknologien er på forsøksstadiet.

Som et anslag for verdien av karbonfangst kan man bruke verdien av utslippskvoter. Verdien av redusert lokal avrenning har vi ikke anslag på. Det er heller ikke anslag på verdien av teknologiutprøving. Vi vet imidlertid at avrenning fra landbruket er en betydelig kilde til forurensing av vassdrag og av kystområdene (Hobæk et al. 2004), og at karbonlagringspotensialet ved produksjon og anvendelse av biokull er betydelig.

Den norske regjering er på jakt etter kostnadseffektive måter å redusere utslipp av klimagasser og tiltak som kan "fange" karbon. Slik støtte gis med bakgrunn i den

fangsten/ utslippsreducerende effekt tiltaket har. Staten setter typisk en pris på reduksjon per tonn CO₂.

I og med at pyrolyseovnen konserverer karbon som ellers ville bli sluppet ut i atmosfæren i en langsom forråtnelsesprosess, kan det være aktuelt for det offentlige å betale for denne fangsten. Det kan også tenkes at man vil kunne få støtte til tiltak for å redusere avrenning av næringsstoffer og gifter gjennom bedre buffer og mindre bruk av gjødsel og plantevernmidler. Dette strider imidlertid imot prinsippet om "polluter pays". Om det prinsippet legges til grunn, burde det allerede vært en pris å betale for forurensere, og som han/hun så kunne slippe om han/hun reduserte utslippene. Men all den tid det ikke eksisterer en slik avgift, kan det tenkes at det vil være samfunnsøkonomisk forsvarlig å kompensere for reduserte utslipp i en overgangsperiode. Et tredje aspekt er eventuell reduksjon i utslipp av lystgass om man klarer å redusere dette gassutslippet fra jorda ved innblanding av biokull. Lystgass kan regnes om til CO₂-ekvivalenter og behandles som slike.

Målet med et marked for CO₂-kvoter er å redusere karbonutslipp på en effektiv måte. Deltakere i et karbonmarked har alle et mål for utslippsreduksjon som de kan møte ved å redusere sine egne utslipp, handle utslippskvoter med en annen markedsdeltaker, eller, i mange tilfeller, kjøpe kvoter for utslippsreduksjoner eller fanget karbon fra aktører utenfor markedet ("carbon offsets"). Biokullprodusenter kan være en slik utenforstående aktør. Karbonmarkeder er effektive fordi drivhusgasser har de samme klimaeffektene uansett hvor de oppstår. De er kostnadseffektive fordi deltakerne kan kjøpe utslippsreduksjoner når prisen på disse kvotene er lavere enn kostnaden med å redusere deres egne utslipp (EcoSecurities 2008). Tilsvarende kan de selge kvoter når prisen er høyere enn kostnaden med å redusere utslipp. Effektiviteten i reduksjoner ved hjelp av et kvotemarked er dermed avhengig av at ikke utslippstiltakene subsidieres i et land og ikke i et annet. I forsknings- og utprøvningsøyemed kan imidlertid subsidiering av tiltak være en fornuftig strategi. En forutsetning for deltakelse i et karbonmarked som effektivt reduserer karbonutslipp, er selvsagt at subsidiene faller bort når tiltaket kommersialiseres slik at kvoteprisen blir reell.

For at biokullprodusenter skal kunne selge CO₂-kvoter må det komme på plass et system som kvantifiserer karbonfangsten, og det må utvikles en robust sertifiseringsstandard. Standardene må være enkle og generelle nok til at de ikke blir for dyre eller spesialiserte eller tidskrevende for den enkelte produsent (bonde) å forholde seg til. I tillegg må systemet og standardiseringen bli anerkjent av "European Union Emission Trading Scheme" (EU ETS) for å få innpass i kvotehandelen. CarbonZero Foundation (www.carbonzero.ch) arbeider for å gjøre karbonfangst som følge av biokullproduksjon til en UNFCCC⁵-godkjent metode. Deretter må en eller flere institusjoner for kvotehandel, eksempelvis EU ETS, også inkorporere metoden for at det skal kunne åpnes for handel.

⁵ UNFCCC = United Nations Framework Convention on Climate Change

Det enkelte departement har spesielt ansvar for å utrede og bistå næringene som ligger under deres ansvarsområde med tiltak som kan redusere utslipp av klimagasser. Landbruket er en betydelig kilde til klimagassutslipp, og landbruksmyndighetene er svært opptatt av å støtte tiltak som kan redusere landbrukets klimauyslipp. Fra St.meld. nr. 39, 2008-2009 (Landbruks- og matdepartementet 2009):

Regjeringens mål for primærnæringene og avfallsektoren, jf. klimameldingen, er at eksisterende og nye virkemidler i primærnæringene og avfallssektoren utløser en reduksjon i klimagassutslippene med 1,0–1,5 millioner tonn CO₂-ekvivalenter innen 2020 i disse sektorene i forhold til Statens forurensningstilsyns tiltaksanalyse fra 2007.

I en samfunnsøkonomisk analyse er det viktig med et bredt fokus. Den bør ikke være snevret inn mot et enkelttiltak alene, men se på flere tiltak som kan ha lik effekt, og på alternativkostnader av tiltakets ressursbruk. Om tema er reduserte utslipp gjennom karbonfangst, bør man se på mange tiltak som kan redusere karbonutslipp. Når man ser på bruk av biomasse, bør man se på alternativ bruk av biomassen.

Eksempler på momenter som burde vært med i en slik analyse, kan være:

- I hvilken grad det vil være en bedre samfunnsøkonomisk utnyttelse av biomassen å brenne den i store forbrenningsovnene for produksjon av fjernvarme i eksisterende infrastruktur og dermed redusere forbruket av fossilt brensel, eventuelt i kombinasjon med bioolje produksjon
- I hvilket omfang det er billigere å fange karbon gjennom filtrering av røkgass fra forbrenningsovnene eller ved bruk av annen karbonfangstteknologi.

En fullstendig samfunnsøkonomisk analyse ligger derfor utenfor dette prosjektets ressurser. Det vil også være vanskelig da den måtte basere seg utelukkende på data fra anlegg i andre land under forhold som ikke nødvendigvis er sammenlignbare med det vi finner i Norge og i Solør. I fraværet av en bred analyse og vurdering av mange ulike tiltak kan vi se karbonfangstpotensialet ved produksjon av kull og kostnaden ved dette opp mot prisen på CO₂-kvoter. Det er imidlertid grunn til å tro at prisen på CO₂-kvoter vil bli satt på et bredere grunnlag i fremtiden. Prisen vil endre seg ettersom nye teknologier for karbonfangst utvikles og flere metoder for karbonfangst og lagring inkluderes i prissystemet. I dagens situasjon vil det imidlertid kunne være akseptert å vurdere den samfunnsmessige verdien av karbonfangst som prisen på CO₂-kvoter.

Hvor mye karbon som bindes ved pyrolyse og hvor stabilt biokull er, er som nevnt avhengig av valg av råstoff og teknologi. Lehmann et al. (2009) skiller mellom en labil og en stabil del i biokull. Den labile delen blir brutt ned raskt i en biotisk prosess og mineralene forsvinner fra biokullet. Anne Erstad-van der Vlugt (2010) diskuterer biokullets stabilitet og levetid som jordforbedringspreparat ved å vise til ulike studier. Imidlertid er det ikke mulig å trekke generelle konklusjoner ut fra de studiene som er gjort. Trektig materiale holder lenger på strukturene og brytes langsommere ned, mens biokull fra halm er mer pulveraktig, inneholder mindre karbon og mer næringsstoff og brytes forttere ned. Det synes likevel som en unison konklusjon at den stabile delen av biokull vil ligge stabilt i jorden i "noen hundre år", og at dette er tilstrekkelig lenge til å regnes som langtidslager av karbon.

Videre følger et oppsett hvor vi har beregnet samfunnsøkonomiske effekter ved ti ulike anlegg for produksjon av biokull.

4.2.3 Alternative anlegg

Det finnes mange typer pyrolyseovner som produserer ulike produkter fra spesialkull til bruk i kjemisk industri, kullstifter, oppvarming, matlaging, til gass og olje, og kull til jordforbedring. Det er flere ovner som kan være hensiktsmessige for å produsere biokull. Det kan være relativt store stasjonære anlegg sentralt plassert i forhold til tilgang på råvare, eller mindre anlegg som eventuelt kan flyttes fra sted til sted – mobile anlegg. Om anlegget skal kunne betjenes av bøndene selv, må teknologien være håndterlig for ikke-spesialister.

Vi har gjort beregninger for 10 ulike anlegg. For de samme anleggene er det gjort bedriftsøkonomiske lønnsomhetsanalyser i kapittel 3. Her er det tatt med både stasjonære og mobile anlegg.

Tabell 1. Anleggene i analysen

Leverandør	Anlegg	Teknologi	Mobil/ st. nær. enhet	Stort/ lite anlegg	Reaktor-- type	Type slutt- produkt	Type biomasse	Kapasitet biomasse per dag (0% fukt)
Lev 1	1	Sakte/ hurtig pyrolyse	Mobil	Lite	Rotasjons- reaktor	Biokull, el	Halm	4,15
	2	Sakte/ hurtig pyrolyse	Mobil	Lite	Rotasjons- reaktor	Biokull, varme	Halm	4,15
	3	Sakte/ hurtig pyrolyse	Mobil	Lite	Rotasjons- reaktor	Biokull, varme	Halm	24,9
Lev 2	4	Sakte pyrolyse	Mobil	Lite	Fri fall- reaktor	Biokull, varme	Halm	6,0
Lev 3	5	Gassifi- sering	Mobil	Lite		Biokull, varme	Flis	5,4
Lev 4	6	Sakte/ hurtig pyrolyse	St.nær	Stort	Mikrobølge	Biokull, bioolje	Flis	68,7
	7	Sakte/ hurtig pyrolyse	St.nær	Stort	Mikrobølge	Biokull, bioolje	Halm	63,7
Lev 5	8	Hurtig pyrolyse	St.nær	Lite	Flytende seng	Biokull, bioolje	Flis	10,0
	9	Hurtig pyrolyse	Mobil	Lite	Flytende seng	Biokull, bioolje	Halm	10,0
Lev 6	10	Sakte pyrolyse	St. nær	Lite	Skrue- drevet	Biokull, varme	Flis	2,9

Denne tabellen finnes også i kapittel 3 og tabellen er forklart i dette kapittel. Hensikten med å vise denne her er for å gi et bilde om hvilke anlegg den senere analysen tar for seg. Som tabellen viser, så er det forskjell fra anlegg til anlegg både i kapasitet, råvarebruk og teknologi. Type biomasse som er oppgitt i tabellen, er den samme som er benyttet i kostnadsberegningene. Produsentene kan oppgi annet råstoff i tillegg. Produsert mengde energi er samme mengde som ligger til grunn for kostnadsberegningene. Også her kan produsentene oppgi andre konfigurasjoner og sluttprodukt enn det benyttede.

Anlegg 1, 2, 3 bruker samme reaktor for produksjon av biokull og syntesegass. Produsenten har valgt å konfigurere sitt mobile anlegg for konvertering av syntesegass til elektrisitet eller varme. Anlegg 3 er en oppskalering av anlegg 1 og 2.

Anlegg 4 benytter en fri-fall reaktor. Dette er en teknisk ukomplisert reaktortype som er testet og brukt ved blant annet Centre for Sustainable Energy Technologies, University of Iowa, USA⁶. Anlegget har en høy kolonne som må demonteres før transport, men anlegget er konfigurert som et mobilt anlegg.

Anlegg 5 benytter en gassifiseringsteknologi som arbeider i temperaturområdet for pyrolyse. Produsent har bygget og solgt ca 3 enheter.

Anlegg 6 og 7 er den norske produsenten Microfuel som benytter en mikrobølgeteknologi. Microfuel har gjennom flere år drevet frem teknologien på mikrobølgepyrolyse og er tildelt midler fra EU for oppsett av et pilotanlegg på Notodden. Pilotanlegget vil produsere biokull og bioolje. Anlegget til Microfuel er konfigurert som et mobilt anlegg, men er i forprosjektet kostnadsberegnet som et stasjonært anlegg.

Anlegg 8 og 9 er et lite anlegg som benytter en småskalautgave av en flytende sengreaktor. Anlegget er mobilt og beregnet til å motta restprodukter i landbruket.

Anlegg 10 er et lite stasjonært anlegg. Det har en enkel reaktor som gir en stor fleksibilitet med hensyn til valg av råstoff og fuktighet på råstoff. Anlegget er konfigurert for produksjon av biokull og varme. Det er bygget et pilotanlegg som er i drift.

⁶ <http://www.cset.iastate.edu/research-projects/fast-pyrolysis-of-biomass-using-a-radiative-free-fall-reactor-for-bio-oil-production.html>

Tabell 2. Samfunnsregnskap og tiltakskostnad ved 10 ulike produksjonsanlegg for biokull.

	Enhet	Anlegg nr.									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
KARBONBINDING											
Mengde produsert biokull for langtidslagring ¹	tonn	200,0	201,6	1 208,8	228,0	180,8	4 815,2	4 756,8	339,2	334,4	227,2
Biokull som CO ₂ ²	Tonn CO2	734,0	739,9	4 436,3	836,8	663,5	17 671,8	17 457,4	1 244,9	1 227,2	836,8
Verdi karbon-binding ³	NOK (tusen)	100	101	603	114	90	2 403	2 374	169	167	113
NITROGENAVRENNING											
Dekar dekket med biokull ⁴	daa	500	504	3 022	570	452	12 038	11 892	848	836	568
Verdi redusert nitrogenavrenning ⁵	NOK (tusen)	40	40	242	46	36	963	951	68	67	45
LYSTGASS											
CO ₂ reduksjon for antall dekar innblandet med biokull ⁶	tonn CO2ekv/ daa	19	19	113	21	17	451	445	32	31	21
Verdi redusert lystgass ⁷	NOK (tusen)	3	3	15	3	2	61	61	4	4	3
Sum samfunnsregnskap	NOK (tusen)	143	144	862	163	129	3 434	3 393	242	239	162
Sum samfunnsregnskap	NOK (tusen)	143	144	862	163	129	3 434	3 393	242	239	162
Bedrifts økonomisk overskudd/tap ⁸	NOK (tusen)	-1 990	-1 852	-5 230	-1 524	-1 718	-6 786	-4 726	-889	-1 216	-1 151
Sum samfunnskostnad	NOK (tusen)	-1 847	-1 708	-4 368	-1 362	-1 589	-3 352	-1 334	-647	-977	-989
Tiltakskostnad ⁹	NOK/ tonn CO2	-2 517	-2 309	-985	-1 627	-2 395	-190	-76	-520	-796	-1 181

Noter:

1. Basert på leverandørs oppgitte spesifikasjoner – justert for 13 % tap under transport og spredning. Antar at 80 % av biokullet er stabilt for alle anlegg. Fra delrapport nr. 1. og kapittel 1.4. under forprosjektet og kapittel 3 i denne rapport.
2. Konverteringsfaktor biokull – CO₂: 3,67. (Kilde: Karl-Jan Erstad)
3. Antatt gjennomsnittspris på CO₂ kvote 2012-2020: 136 NOK/tonn CO₂ (KLIF 2009)
4. Dekar dekket av biokull baserer seg på 500 kg biokull per dekar multiplisert med produsert mengde for det enkelte anlegg.
5. Antatt gjennomsnittsverdi for redusert avrenning er NOK 80 per dekar. Kilde: Regionalt Miljøprogram for Hedmark 2010.
6. Reduksjon i CO₂-ekvivalenter som følge av reduserte lystgassutslipp for det enkelte anlegg er hentet fra delrapport nr. 1. kapittel 1.4 under forprosjektet og egne utregninger av Jan Sørensen.
7. Antatt gjennomsnittspris på CO₂ kvote 2012-2020: 136 NOK/tonn CO₂ (Kilde: KLIF 2009)
8. Beregnet for alle anleggene, se kapittel 3.
9. Tiltakskostnad = Sum samfunnskostnad / mengde biokull omregnet til tonn CO₂.
Eksempelvis for anlegg 10: -989 000/837.

I tillegg til de overfor oppsatte effektene kunne man tatt med redusert CO₂-utslipp som følge av redusert kunstgjødselforbruk og dermed redusert produksjon av gjødsel. Imidlertid er dette beregnet til kun å utgjøre 4 kg CO₂ per dekar og derved ikke ha noen signifikant betydning på resultatene.

70 prosent av den samfunnsøkonomiske inntekten kommer fra karbonbinding, 28 prosent fra redusert avrenning og 2 prosent fra reduserte utslipp av lystgass.

I dette oppsettet er det ikke verdien av teknologiutprøving tillagt noen verdi. For Norge, som har forpliktet seg til å kutte drastisk i klimagassutslipp, og for landbruket spesielt, som er en sektor med betydelige utslipp, vil det være svært interessant å utforske nye teknologier som kan bidra til å nå ambisjonene om reduserte utslipp. Som andre rapporter i dette forprosjektet har pekt på, så kan det være potensielt store gevinster å hente i form av karbonfangst ved produksjon av biokull.

4.3 REFERANSER:

Blackwell, P., Riethmuller, G. & Collins, M. 2009. *Biochar Application to Soil*. In Biochar for Environmental Management. Edited by Lehman and Joseph. Earthscan. London, 207-226.

Collison, M., Collison, L., Sakrabani, R., Tofield, B. & Wallage, Z., 2009. Biochar and Carbon Sequestration: A Regional Perspective. A report prepared for East of England Development Agency. Low Carbon Innovation Centre Report, University of East Anglia Norwich. Reference no: 7049, 109p.

EcoSecurities. 2008. *The carbon market*.

http://www.ecosecurities.com/Home/EcoSecurities_the_carbon_market/The_carbon_market/default.aspx

Nedlastet april 2011

Erstad-van der Vlugt, A. 2010. Driftsformer – danning og stabilisering av karbon i jord. In K.-J. Erstad et al. (ed), Forprosjekt biokol Solør-Odal – Samfunnsnytte, danning og stabilisering, binding av plantevernsmiddelrester, og endringer i klimagassutslipp, litteratur og regional analyse, Rådgivande agronomar rapport 1/2010, 88-101. ISBN 978-82-7963-008-1, ISSN 1501-2735.

Hobæk, A. & A. Bjørklund. 2004. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Sammendragsrapport 1992-2000. NIVA-rapport 4773. ISBN 82-577-4449-2. 67 s.

<http://www.radgivende-biologer.no/uploads/rapporter/263.pdf>

Nedlastet april 2011.

KLIF 2009. Vurdering av fremtidige kvotepriser. Klimakur TA 2545, 2009, 33 s.

<http://www.npd.no/Global/Norsk/3%20-%20Publikasjoner/Rapporter/PDF/ta2545.pdf>

Nedlastet april 2011.

Konovalov, N. 2010. Biochar to retain pesticides in soil. *In* K.-J. Erstad et al. (ed), Forprosjekt biokol Solør-Odal – Samfunnsnytte, danning og stabilisering, binding av plantevernsmiddelrester, og endringer i klimagassutslepp, litteratur og regional analyse, Rådgivande agronomar rapport 1/2010, 102-146. ISBN 978-82-7963-008-1, ISSN 1501-2735.

McCarl, B.A., Peacocke, C., Chrisman, R., Chih-Chun, K. & Sands, R.D. 2009. Economics of Biochar Production, Utilization and Green House Gas Offsets. *In* Lehman and Joseph (eds) Biochar for Environmental Management. Earthscan. London, 341-357.

Laird, D. 2008. The charcoal vision: A win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering carbon, while improving soil and water quality. *Agronomy Journal*, 100, 178-181.

Landbruks- og matdepartementet. 2009. St.meld. nr. 39, (2008–2009). Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen. 177 s.

Lehman, J., Gaunt, J. & Rondon, M. 2006. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems – a review. *Mitigation and Adaptation strategies for Global Change* 11, 403-427.

Lehman, J., Czimczik, C., Laird, D. & Sohi, S. 2009. Stability of Biochar in Soil. *In* Lehman and Joseph (eds) Biochar for Environmental Management. Earthscan. London, 183-205.

Roberts, K. G., Gloy, B. A., Joseph S., Scott, N. R. & Lehmann, J. 2010. Life Cycle Assessment of Biochar Systems: Estimating the Energetic, Economic, and Climate Change Potential. *Environmental Science & Technology* (44), 827-833.

Verheijen, F.G.A., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., & Diafas, I. 2010. Biochar Application to Soils - A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions. Joint Research Centre, Insitute for Environment and Sustainability, 165 p.

http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/esdb_archive/eusoils_docs/other/EUR24099.pdf

Nedlastet april 2011.