



Sveriges
lantbruksuniversitet

Miljösystemanalys av hur skogsklädd torvmark ska hanteras

Environmental system analysis of how to
manage forested peat lands

Frida Öhman

REFERAT

Miljösystemanalys av hur skogsklädd torvmark ska hanteras

Frida Öhman

Sverige är ett av världens torvrikaste länder och omkring en fjärdedel av den totala landytan består av torvtäckt mark. Torvmarker är en viktig naturresurs ur flera olika aspekter. Dikade torvmarker är ofta bördiga och produktiva för skogsnäringen. Torven kan också brytas och användas som bränsle eller som jordförbättringsmedel. Vidare hyser de våtmarksområden som är förknippade med odikade och opåverkade torvmarker ofta en rik biologisk mångfald. Olika intressen står således i konflikt med varandra när det gäller nyttjandet av marken. För ett 50-tal år sedan dikades många torvmarker i Sverige ut. Dessa diken håller nu på att växa igen och är i behov av restaurering. Frågan är hur torvmarkerna och den viktiga naturresurs de innebär skall hanteras. Skall dikena rensas till förmån för skogsproduktion och torvbruk, eller skall de läggas igen så att marken kan återgå till ett naturligt våtmarksstadium?

Syftet med denna studie var att testa om ett miljösystemanalytiskt angreppssätt kan tillämpas för att jämföra olika alternativ att hantera skogsklädd torvmark. Detta genomfördes i en fallstudie där nyttan och miljöbelastningen kvantifierades för tre olika scenarier:

1. Skogsbruk
2. Torv- och skogsbruk
3. Återställd våtmark

Metodik från livscykelanalysen användes under arbetets gång. De nyttor i form av energi från torv och virke från skogen som producerades på 1 ha torvmark under en 100-årsperiod bestämdes. Vidare beräknades de flödena i form av emissioner och resurser produktionen av nyttorna gav upphov till. För de scenarier där marken inte producerade dessa nyttor kompengades torvbränslet med kol och virket med kompensationsproduktion av skog genom kvävegödsling på annan mark. I studien undersöktes scenariernas påverkan för de olika miljöpåverkanskategorierna klimatpåverkan, övergödning, försurning, bildande av foto-oxiderande ämnen, eko-toxicitet, human-toxicitet samt resursförbrukning. Dessutom kvantifierades påverkan på den biologiska mångfalden med två olika metoder.

Resultaten visade att förbränningen av bränslen för produktion av värmeenergi var den enskilda process som innebar störst miljöpåverkan. Klimatet följt av försurningen var de miljöpåverkanskategorier som påverkades mest av utsläppen från systemet för alla scenarier. Utifrån fallstudiens antaganden och dataunderlag innebar scenario 2, skogs- och torvbruk, störst påverkan på samtliga miljöpåverkanskategorier. Skillnaden mellan scenario 1 och 3 var små. För påverkan på den biologiska mångfalden visade studien att scenario 2, torv- och skogsbruk, var minst gynnsamt. Scenario 3, återställd våtmark, innebar de mest gynnsamma förhållandena för den biologiska mångfalden.

Nyckelord: torvmark, torvbruk, våtmark, LCA, miljösystemanalys, biotopmetoden, biologisk mångfald, klimat

Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sverige

ABSTRACT

Environmental system analysis of how to manage forested peat lands

Frida Öhman

As much as one fourth of Sweden's total land area is covered by peat, making it one of the most peat rich countries in the world. Peat lands are an important natural resource from many different points of view. Ditched peat lands are often fertile and productive lands for forestry. The peat could also be mined and used as heat fuel at thermal power stations or as soil conditioner improvement. Further on, the wetlands associated with undisturbed peat lands often harbour a rich biodiversity. Thus, different interests are competing with each other on how to best utilise peat lands. About 50 years ago a lot of the Swedish peat lands were ditched. These ditches are now about to regrow with vegetation and restoration is needed in order to retain their draining capacity. The question is now how these peat lands and the important natural resource they are should be handled. Should the ditches be restored to maintain forestry and peat mining, or should they be allowed to degrade so that the area returns to natural wetland conditions?

The aim of this study was to try if it is possible to apply an environmental system analytical approach for comparing different alternatives to manage forested peat lands. The resources produced by the land and the environmental burdens from the production of these resources were quantified for three different scenarios in a case-study. The scenarios were

1. Forestry
2. Peat mining and forestry
3. Restored wetland

The methodology used was based on life cycle analysis. The natural resources in form of energy from peat combustion and timber from the forest harvesting that could be produced on 1 ha of peat land during a 100-years period were quantified, and so were the flows of emissions induced by the production of the energy and the timber. In those scenarios where the peat was not harvested, fuel coal was used for energy production. In those scenarios where timber was not harvested from the 1 ha of peat land, timber was produced on mineral soil by nitrogen fertilizers. The impact of the scenarios by the different environmental impact categories global warming, eutrophication, acidification, eco-toxicity, human-toxicity, photo-oxidant creation and resource utilisation were investigated in the study. Also, the biodiversity was quantified using two different methods.

The most obvious result from the study was that emissions from energy production by burning of fuel in power stations were the process with the single largest impact on the environment. Moreover, the analysis showed that for all the scenarios impact categories global warming and acidification were the most important. In this specific study and with the assumptions done here, scenario 2, peat mining and forestry, showed the largest impact regarding all of the impact categories. The differences between scenario 1 and 3 were small. Scenario 2, peat mining and forestry, was also the scenario that was least likely to obtain a rich biodiversity whereas scenario 3, restored wetland, was the most favourable one.

Key words: peat land, peat mining, wetland, LCA, environmental system analysis, biodiversity, biotopmetoden, climate

*Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU),
Box 7014, SE 75 007 Uppsala, Sweden*

FÖRORD

Det här examensarbetet har utförts inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och omfattar 30 hp. Projektet är finansierat av Energimyndigheten och har utförts på Ecoloop ABs kontor i Stockholm.Handledare är Susanna Toller, KTH och Ecoloop. Ämnesgranskare är Mats Olsson, institutionen för Mark och Miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, i Uppsala. Examinator är Allan Rodhe på Institutionen för geovetenskaper vid Uppsala Universitet.

Jag vill tacka Ingemar Gillgen på Bergvik skog och Stefan Östlund på Neova för all information avseende skogen respektive torven för mitt fallstudieområde Sjöängen. Jag vill också tacka Johnny de Jong och Henrik von Stedingk på Centrum för biologisk mångfald, SLU för tillhandahållen inventeringsdata och kartor över Sjöängen samt Eva Romell som tagit fotot på sida 25. Tack också till Anna Lundborg på Energimyndigheten som ingår i projektets referensgrupp och som kommit med förslag och synpunkter under arbetets gång.

Ett stort tack till min handledare Susanna som kommit med många idéer och synpunkter och inte minst, hela tiden hjälpt och stöttat mig. Ett stort tack också till Mats Olsson för värdefull information och kommentarer. Slutligen vill jag rikta ett tack till Erik Kärman och alla andra på Ecoloop för all hjälp under arbetet med projektet.

Frida Öhman

Stockholm, mars 2009

Copyright © Frida Öhman och Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)

UPTEC W 09 015, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet 2009.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Sveriges yta är till omkring en fjärdedel täckt av torv. Detta gör Sverige till ett av de länderna i världen med störst torvtillgångar. Torven är en viktig naturresurs med många olika användningsområden. Bruten kan torven användas som bränsle till att producera värmeenergi i värmekraftverk, som jordförbättringsmedel vid odling, som stallströ i exempelvis häststallar med mera. Torvmarker i naturligt skick är ofta våtmarksområden. Dessa områden har i allmänhet en rik biologisk mångfald med ekosystem speciellt anpassade till de specifika förhållanden som råder i fuktiga torvmarker. Under de senaste hundra åren har många torvmarksområden dikats ut för att förbättra förutsättningarna för jord- och skogsbruk. En dikad torvmark är ofta bördig och ger en god tillväxt av skog. Som det ser ut i dagsläget håller många diken på att växa igen och leder inte längre bort vatten vilket leder till att marken efter hand återgår till ett våtmarksstadium. Om man vill fortsätta att bedriva ett lönsamt skogsbruk måste dikena grävas ur så att de fortsätter avleda vatten. Frågan är alltså om man ska satsa på torv- och skogsbruk, och då rensa dikena, eller på att lägga igen dikena och låta marken återgå till ett naturligt våtmarksstadium till förmån för den biologiska mångfalden.

Syftet med den här studien har varit att testa om det är möjligt att använda ett miljösystemanalytiskt angreppssätt för att jämföra olika alternativ att använda skogsklädda torvmarker. Ett fallstudieområde har valts ut, en skogsklädd dikad torvmark där det i dagsläget bedrivs skogsbruk. Tre olika scenarier studerades

1. Skogsbruk
2. Torv- och skogsbruk
3. Återställd våtmark

De naturresurser i form av virke och energitorv som kan tas ut från 1 ha torvmark under en 100-års period är de nyttor systemet producerar. Dessa ska vägas mot den negativa miljöpåverkan i form av utsläpp av olika ämnen som produktionen av nyttorna ger upphov till. De processer som ingick i systemet för denna studie var exempelvis dikning och brytning av torv. Vidare beräknades alla flöden i form av energi och material som går in i systemet för att användas i processerna, och även alla utsläpp i form av exempelvis växthusgaser och tungmetaller som bildas i de olika processerna. För att scenarierna skulle vara jämförbara måste samma nytta produceras i alla tre. För de scenarier där torven inte bröts måste den energi torven skulle ha genererat tas någon annanstans ifrån. Kol valdes som ett alternativ till torv. För det scenario där skogen inte avverkades måste virket också tas från någon annanstans. Här valdes att låta gödsla ett annat skogsområde och därmed öka dess produktivitet. Den ökade avkastningen från detta område fick ersätta virket som fallstudieområdets skog skulle ha producerat.

I studien undersöktes vilken miljöpåverkan som de olika scenarierna gav upphov till. Miljöpåverkan bestämdes genom att alla utsläppen som producerades sorterades in i olika miljöpåverkanskategorier efter vilken typ av påverkan ämnet innebar. Dessa kategorier var; klimatpåverkan, försurning, övergödning, bildande av foto-oxiderande ämnen (exempelvis marknära ozon), eko-toxicitet (ämnenas giftighet för ekosystemet), human-toxicitet (ämnenas giftiga påverkan på människors hälsa) och resursförbrukning.

Vilken påverkan på den biologiska mångfalden de olika alternativen skulle kunna förväntas ha undersöktes. Här användes två olika metoder för att försöka göra beräkningar på detta. Den ena metoden bygger på att man delar in markområdet i olika biotopklasser efter hur pass rik biologisk mångfald de olika delområdena har. Sedan studerar man hur en förändrad användning av marken förändrar fördelningen mellan biotopklasserna. Den andra metoden bygger på att markkvaliteten förändras om markanvändningen förändras. Markkvaliteten

definieras genom ett antal olika faktorer som bygger på hur pass vanlig naturtypen är och förekomst av så kallade nyckelelement. Nyckelelement kan vara till exempel stor andel döda träd som talar om ifall det kan förväntas finnas en rik biologisk mångfald på platsen.

Resultaten visade att förbränningen av bränslen för produktion av värmeenergi var den process som innebar störst miljöpåverkan. Klimatet följt av försurningen var de miljöpåverkanskategorier som påverkades mest av utsläppen från systemet. Detta gällde för alla scenarier. I den här undersökningen och med de förutsättningar som funnits visade jämförelsen mellan scenarierna att scenario 2 med torv- och skogsproduktion innebar den största påverkan på samtliga miljöpåverkanskategorier. Skillnaden mellan scenario 1 och 3 var små. För påverkan på den biologiska mångfalden visade båda metoderna som användes att det scenario som var mest ogynnsamt var scenario 2 torv- och skogsbruk medan scenario 3, återställd våtmark, innebar de mest gynnsamma förhållandena för den biologiska mångfalden.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 INLEDNING	1
1.1 MÅL OCH SYFTE MED EXAMENSARBETET	2
1.2 TILLVÄGAGÅNGSSÄTT	2
1.3 AVGRÄNSNING	3
2 TEORI	4
2.1 TORVMARK OCH TORVBILDNING	4
2.2 VÄXTHUSGASFLÖDEN FRÅN TORVMARKER	5
2.2.1 Koldioxid	5
2.2.2 Lustgas	6
2.2.3 Metangas	6
2.3 TORVPRODUKTION	7
2.3.1 Produktion och användning	7
2.3.2 Skörd	7
2.3.3 Efterbehandling	8
2.4 DIKNING OCH AVRINNANDE VATTNETS KVALITET	8
2.4.1 Dikning på torvmark	9
2.5 SKOGSPRODUKTION	12
2.5.1 Produktion och användning	12
2.5.2 Skogsskötsel	12
2.5.3 Gödsling	13
2.6 MILJÖSYSTEMSANALYS	15
2.6.1 Livscykelanalys	15
2.6.2 Målbeskrivning och omfattning	15
2.6.3 Inventeringsanalys	16
2.6.4 Miljöpåverkansbedömning	16
2.6.5 Tolkning	17
2.6.6 Problem med LCA	17
2.7 TIDIGARE LCA STUDIER PÅ TORVMARK	17
2.8 KVANTIFIERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD	18
2.8.1 Michelsens metod	19
2.8.2 Biotopmetoden	22
3 METODBESKRIVNING	25
3.1 TYPFALL	25
3.2 FALLSTUDIEOMRÅDE	25
3.3 SYSTEMGRÄNSER	26
3.3.1 Funktionell enhet	26
3.4 SCENARIO 1: SKOGSBRUK	27
3.5 SCENARIO 2: TORV- OCH SKOGSBRUK	28
3.6 SCENARIO 3: ÅTERSTÄLLD VÅTMARK	29
3.7 MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING	30
3.7.1 Klimatpåverkan	30
3.7.2 Övergödning	30
3.7.3 Försurning	30
3.7.4 Bildande av foto-oxidanter	30
3.7.5 Eko-toxicitet	30
3.7.6 Human-toxicitet	31
3.7.7 Abiotisk resursförbrukning	31

3.7.8 Normalisering	31
3.7.9 Viktning	31
3.8 KÄNSLIGHETSANALYS	32
3.9 KVANTITATIV ANALYS AV BIOLOGISK MÅNGFALD	32
3.9.1 Tillämpning av Michelsens metod på fallstudie	32
3.9.2 Tillämpning av biotopmetoden	35
4 RESULTAT OCH DISKUSSION	36
4.1 KLIMATPÅVERKAN	36
4.2 ÖVERGÖDNING	38
4.3 FÖRSURNING	39
4.4 BILDANDE AV FOTO-OXIDANTER	39
4.5 EKO-TOXICITET	40
4.6 HUMAN-TOXICITET	41
4.7 ABIOTISK RESURSFÖRBRUKNING	42
4.8 NORMALISERING	42
4.9 VIKTNING	43
4.10 KÄNSLIGHETSANALYS	45
4.11 PÅVERKAD MARKAREAL	47
4.12 BIOLOGISK MÅNGFALD	48
4.12.1 Michelsens metod:	48
4.12.2 Biotopmetoden	51
4.13 DISKUSSION AVSEENDE METODEN	52
4.14 MÖJLIGA FRÅGOR FÖR FORTSATT FORSKNING	54
5 SLUTSATSER	55
6 REFERENSER	56
BILAGA 1	61
BILAGA 2	63
BILAGA 3	69

1 INLEDNING

Sverige är ett av världens torvrikaste länder och den totala landytan består till omkring en fjärdedel av torvtäckt mark (SOU, 2002). Torven är en viktig naturresurs och används inom jordbruket som jordförbättringsmedel och djurströmmaterial samt inom energisektorn till förbränning i fjärrvärmeverk. Nyttjandet av torv som bränsle är ett intressant alternativ till kol och olja då det är en inhemsk produkt som dessutom ur vissa aspekter kan anses vara förnybar eftersom nybildningstakten är högre än uttaget (SOU, 2002). I dagsläget bryts endast en liten andel av de totala tillgångarna i Sverige, en volym som skulle kunna ökas utan risk för att inom en snar framtid utarmas (SOU,2002).

Torvmarker har även betydande värden i naturlandskapet. Våtmarksområden i form av kärr och mossar är egna ekosystem och habitat för många arter. Enligt Naturvårdsverket (2009) finns uppskattningsvis 15 % av Sveriges rödlistade arter i våtmarksområden. Torvmarker kan fungera som en sorts reningsanläggningar i naturen. Tungmetaller binds i torven och hindras från vidare spridning så länge de inte urlakas, vilket kan vara fallet vid dikning. Odikade torvmarkerna har oftast en hög vattenmättnadsgrad vilket möjliggör omvandling av ammonium och nitrat till kvävgas, som därmed minskar flödet av kväve till sjöar och vattendrag. Samtidigt kan torvmarker även vara en källa till utsläpp av växthusgaserna koldioxid CO₂, metan CH₄ och lustgas N₂O. Med enklare åtgärder som igenläggning av diken kan marken återgå till ett tidigare våtmarksstadium (Uppllysning från Mats Olsson, 2008).

Dikade skogsklädda torvmarker är ofta bördiga med god tillväxt och därmed värdefulla för skogsbruket. En stor andel av torvmarkerna i Sverige har dikats för jord- och skogsbruk då marken blir mycket produktiv efter grundvattensänkning. Dock avger dikade torvmarker mer växthusgaser än icke dikade (Bergkvist, 2007). Sedan början av 90-talet sker ingen nydikning. Successivt växer diken igen och försumpas, vilket gör att produktiviteten för skog avtar varför dikesrestaurering är nödvändigt för att behålla ett lönsamt skogsbruk.

I Miljömålsportalen (2008) finns information om Sveriges miljö kvalitetsmål. *Myllrande våtmarker* innebär att ”våtmarkernas ekologiska och vattenhushållande funktion i landskapet skall bibehållas och värdefulla våtmarker bevaras för framtiden”. Detta skall åstadkommas bland annat genom att minst 12 000 ha våtmarker skall anläggas eller återställas fram till 2010. Miljö kvalitetsmålet *Ett rikt växt- och djurliv* innebär att ”Den biologiska mångfalden skall bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt” och ”arternas livsmiljöer och ekosystem samt deras funktioner och processer skall värnas”. Det finns alltså ett behov av att bevara torvmarker ur ett naturvårdsperspektiv vilket står i konflikt med nyttjande av marken för torvbrytning och skogsproduktion. Miljö kvalitetsmålet *Begränsad klimatpåverkan* innebär att ”Halten av växthusgaser i atmosfären skall i enlighet med FNs ramkonvention för klimatförändringar stabiliseras på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig”. Detta skall uppnås på nationell nivå genom att de Svenska utsläppen för perioden 2008-2012 är 4% lägre än för 1990 (Miljömålsportalen, 2008). De dikade torvmarkerna släpper ut 15% av Sveriges växthusgaser (Bergkvist, 2007) vilket får anses vara en ansenlig andel varför även denna aspekt bör vägas in vid val av nyttjandeform.

Det finns som synes många olika aspekter att ta hänsyn till vid beslut som rör torvmarker. Önskvärt vore att hitta ett sätt att göra denna bedömning där största möjliga nytta erhålls med så små negativa miljökonsekvenser som möjligt. För att kunna ta ställning till vilka prioriteringar som bör göras krävs ett verktyg som klarar att väga in så många olika faktorer som möjligt.

1.1 MÅL OCH SYFTE MED EXAMENSARBETET

Examensarbetets mål och syfte är

- att testa om ett miljösystemanalytiskt angreppssätt kan tillämpas för olika alternativ att hantera skogsklädd torvmark i en fallstudie.
- att för ett utvalt fall beskriva och kvantifiera nyttan och miljöbelastningen från tre olika markanvändningsalternativ.
 1. Skogsbruk
 2. Torv- och skogsbruk
 3. Återställd våtmark
- att identifiera de flöden av emissioner och resurser samt aktiviteter i systemet med störst miljöpåverkan.

1.2 TILLVÄGAGÅNGSSÄTT

- Projektet inleds med en litteraturstudie av tidigare liknande studier samt inhämtande av bakgrundfakta.
- Därefter fastslås tre olika handlingsalternativ utifrån vilka miljösystemanalysen genomförs. Dessa alternativ är 1) Skogsbruk 2) Torv- och skogsbruk samt 3) Återställd våtmark.
- Med hjälp av metodik från livscykelanalys upprättas systemgränserna, varefter alla ingående processer som bidrar till systemets in- och utflöden identifieras och beskrivs.
- Ett typfall, skogsklädd dikad torvmark med torv djup nog för kommersiell torvbrytning samt produktionsskog i avverkningsstadium, väljs.
- Ett fallstudieområde, en sumpskog utanför Tierp i Uppland som motsvarar typfallet och där viss inventering av biologisk mångfald har genomförts, utses.
- Med fallstudieområdet som utgångspunkt kan data för flödena erhållas genom inventeringsarbetet.
- Miljösystemanalysen genomförs för fallstudieområdet och inventeringsdata aggregeras där det är möjligt i miljöpåverkanskategorier. Viktning och normalisering tillämpas på dessa miljöpåverkanskategorier.
- I en känslighetsanalys studeras alternativa bränslens påverkan på resultatet.
- En ansats att kvantifiera biologisk mångfald utifrån ett livscykelperspektiv för de olika scenarierna genomförs.
- Slutligen tolkas resultaten och en identifiering av de mest påverkande faktorerna görs.

1.3 AVGRÄNSNING

Projektet avgränsas till svensk dikad och skogsbeklädd torvmark och svenska förhållanden. Tidsperioden begränsas till en produktionscykel för skog, vilket innebär omkring 100 år. Framtida klimatförändringar är ej beaktade. Studien begränsas till ett typfall och ett fallstudieobjekt. Typfallet har valts ut med tanke på relevans ur produktionssynpunkt och förekomst. Utifrån dessa kriterier har ett lämpligt fallstudieområde, Sjöängen utanför Tierp, valts ut. På detta område undersöks tre olika scenarier

1. Skogsbruk
2. Torv- och skogsbruk
3. Återställd våtmark

Dessa jämförs med varandra ur ett livscykelperspektiv med beaktande av påverkan på klimat, övergödning, försurning, eko-toxicitet, mänsklig hälsa, abiotisk resursförbrukning och bildande av foto-oxiderande ämnen. Påverkan på biologisk mångfald har studerats separat genom tillämpning av två olika metoder. Andra efterbehandlingsalternativ än skogsbruk är ej beaktade. Påverkan på avrinnande vatten behandlas översiktligt i teori avsnittet. Ingen ekonomisk analys har gjorts.

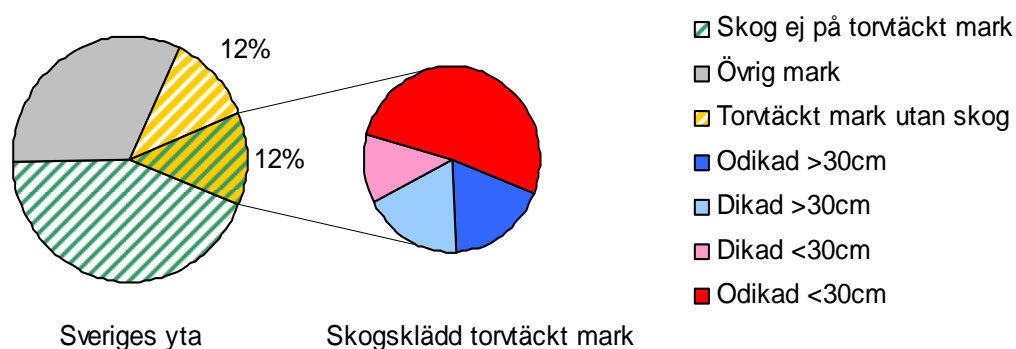
2 TEORI

2.1 TORVMARK OCH TORVBILDNING

Torv bildas i fuktiga och syrefattiga miljöer där nedbrytningen av organiskt material är mindre än tillförseln, vilket resulterar i en ackumulation av ofullständigt nedbrutet material. Processen startar ofta i en sjö eller våtmark som grundas upp och efterhand växer igen till ett kärr (Hånell, 2006). Då torv fortsätter att ackumuleras höjs ytan och ger upphov till en mosse. Enligt Kasimir-Klemedtsson m.fl. (2000) bildas majoriteten av alla myrar i Sverige genom försumpning av skogsmark där vitmossor och annan torvbildande vegetation tar över då grundvattenytan höjs vartefter träden slås ut och så småningom försvinner.

I Sverige har torv ackumulerats sedan senaste istiden för 10 000 år sedan och den totala tillväxten är omkring 6-14 miljoner m³ per år (SOU, 2002). Nybildningstakten beror på en rad olika miljöfaktorer som nederbörd, temperatur och tillgång på organiskt material. SGUs (2008c) mätningar visar att i södra Sverige varierar tillväxten i höjddled för torvmossor mellan 0,3 och 4,0 mm/år, medelvärdet är 0,53 mm/år. Det tar alltså ungefär 1000 år för ett 0,5 m tjock torvtäcke att bildas.

Omkring en fjärdedel av Sveriges yta, eller 10 miljoner hektar, är täckt av torv. Av denna yta är hälften skogsklädd, vilket utgör cirka 20 % av skogsmarken (Figur 1). Cirka 65 % av har ett torvlager som är djupare än 30 cm (SOU, 2002) och kallas då definitionsmässigt för torvmark. Mark där torvskiktet har en mäktighet under 30 cm benämns torvtäckt mark. Skogsbeklädd torvmark, det vill säga där torvtäcket överstiger 30 cm, kallas för myrskog (Skogsstyrelsen, 2008) och utgör omkring 40 % av all skogsmark med torv (Fredriksson m.fl., 2008). En stor del av Sveriges våtmarker har dikats ut med avsikt att göra marken tillgänglig för eller höja produktiviteten som jord- och skogsbruksmark. Omkring hälften av den djupare skogsbeväxta torven har dikats ut (Hånell, 2006).



Figur 1. Fördelning av torvtäckta marker i Sverige. Källa SOU:100 (2002)

Torv består av ofullständigt nedbrutna växt och djurdelar. Dessa kan indelas i bitumen, pektiner, hemicellulosa, cellulosa, lignin och humusämnen. Sammansättningen varierar med nedbrytningsgrad, så att i en låghumifierad vitmosstorv utgör hemicellulosa och cellulosa en stor andel medan humusämnena dominerar i en höghumifierad torv. Det är humusämnena som i högst grad påverkar torvens egenskaper. Dessa ämnen har en mycket god vattenhållande förmåga vilket gör att torv kan hålla vatten upp till 2000% (Pousette, 2001) av sin torrsvikt. Det är också humusämnena som svarar för jonbytesförmågan som är mycket god i torv. En mindre andel av torven utgörs också av mineralpartiklar och kemiska utfällningar (SGU, 2008b). Omkring 50% av torrsvikten utgörs av grundämnet C (SOU, 2002).

I Pousette (2001) klassificeras torv efter humifieringsgrad, vattenhalt, glödningsförlust, pH och botanisk sammansättning. Humifieringsgraden delas in i en 10-gradig skala efter von Post där H1-H4 är låghumifierad med filtig struktur och väl synliga växtrester, H5-H7 medelhumifierad och H8-H9 höghumifierad torv med grötig struktur och inga synliga växtdelar. Fuktkvoten varierar från torr, mindre än 500%, till mycket hög, större än 2000%. De vanligaste torvsorterna är vitmosstorv, starrtorv och blandtorv (SOU, 2002).

Torvmarken delas in i kärr och mosse efter hydrologi och artsammansättning. Ett kärr är minerotroft, vilket innebär att vattentillförseln sker både i form av nederbörd och tillrinning från omgivande mark och som grundvatten (Fredriksson m.fl., 1993). Detta ger en näringsrik miljö med en stor biologisk mångfald. En typisk växtsammansättning för svenska kärr består av gräs, starr, vass, fräken och fuktighetsälskande örter. (SOU, 2002) Den torv som finns i kärr är i allmänhet höghumifierad och lämpar sig främst som bränsle (SOU, 2002) Mossen befinner sig i ett senare utvecklingsstadium än kärr. Den är ombrotrof, torven har här växt till sig så pass att ytan höjs och vattentillförseln så gott som uteslutande sker via nederbörd (Fredriksson m.fl., 1993). Resultatet blir en näringsfattig miljö och ett lågt pH-värde i marken, antalet arter blir därmed betydligt färre än i kärret. Typiskt växer martallar, dvärgbjörk, skvattram, tranbär, kråkbär och vitmossor på mossen (SGU, 2008a). Torven på mossen är skiktad så att lager av kärrtorv ligger under mossetorven (SOU, 2002). Mossetorven är låghumifierad vilket innebär att den har låg nedbrytningsgrad där synliga växt- och djurdelar fortfarande finns kvar. Denna torv lämpar sig bäst som odlingstorv (SOU, 2002).

2.2 VÄXTHUSGASFLÖDEN FRÅN TORVMARKER

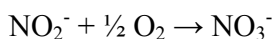
Växthusgaserna koldioxid, CO₂, metan, CH₄ och lustgas, N₂O bildas alla i torvmark och avgår till atmosfären. Flödet av koldioxid går även åt motsatt håll då det binds in i torven vid nybildning. Metan och lustgas är 23 respektive 296 gånger så effektiva växthusgaser som koldioxid (Bergkvist, 2007).

2.2.1 Koldioxid

Koldioxiden bildas vid nedbrytning av organiskt material i hela torvmarken och binds in vid den ackumulation som sker vid ytan (Kasimir-Klemedtsson m.fl., 2000). Vid dikning ökar nedbrytningen av organiskt material eftersom detta blir mer tillgängligt för nedbrytande organismer då grundvattenytan sänks och marken syresätts (Strömgren m.fl., 2006). Detta ger ett ökat utflöde av koldioxid. Grundvattennivåns läge påverkar så att en låg grundvattennivå ger en ökad syretillgång i torven vilket leder till ökad nedbrytning av torv och därmed en ökad CO₂ avgång (Brady & Weil, 2002). Även näringstillgången påverkar så att en näringsrik torv, t ex med låg CN-kvot och högt pH, ger högre koldioxidavgång än en näringsfattigare torv.

2.2.2 Lustgas

Dikväveoxid (N₂O) bildas genom de två processerna nitrifikation och denitrifikation. Nitrifikation kallas den process där mikroorganismer omvandlar ammonium, NH₄⁺ till nitrit eller nitrat NO₂⁻, NO₃⁻ samt en liten andel N₂O. Processen är aerob och andelen N₂O som bildas ökar vid dålig syre tillgång (Kasimir-Klemedtsson m.fl., 2000). Nitrifikationsprocessen (Brady & Weil, 2002):



Vid anaeroba förhållanden sker denitrifikation, då bakterier utviner energi genom att omvandla nitrat till kvävgas och N₂O, andelen N₂O blir större om processen bromsas av syrgas (Kasimir-Klemedtsson m.fl., 2000). Denitrifikationen bromsas också vid mycket sura förhållanden med pH under 5 vilket gynnar bildandet av N₂O. Denitrifikationsprocessen sker i flera steg och ser förenklad ut (Brady & Weil, 2002):



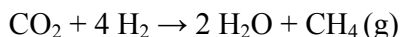
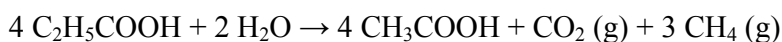
Bildningen av lustgas ökar vid varierande grundvattenyta eftersom en låg grundvattenyta gynnar den syrekrävande nitrifikationsprocessen medan en höjd grundvattenyta gör marken syrefattig och gynnar denitrifikationen (Ernfors m.fl., 2008).

I bördig mark med låg kol-kväve kvot (C:N kvot), vilket betyder mycket kväve i förhållande till kol i marken, fås en hög N₂O avgång. N₂O avgår då C:N kvoten är lägre än 25. I torvmark ligger kvoten ofta någonstans mellan 15 och 40 (Hyvönen m.fl., 2006, Ernfors m.fl., 2008).

2.2.3 Metangas

Metangasen från myrar bildas i ytlagret under grundvattenytan och några decimeter ner genom nedbrytning av organiskt material i anaerob miljö av metanogenerna (Brady & Weil, 2002). Metanotroferna omvandlar sedan en del av metanet till biomassa och koldioxid. Denna process sker i zonen strax ovanför vattenytan där miljön är syrerik.

Processerna ser typiskt ut som följer (Brady & Weil, 2002):



Förutom att diffundera upp genom markens vatten- och gasfas kan metanet också transporteras till atmosfären i form av gasbubblor eller via kärlväxternas rötter och stammar. Metanemissionens storlek bestäms av en rad olika faktorer beskrivna i Kasimir-Klemedtsson m.fl. (2000).

- Vattenytans nivå i marken påverkar så att ju lägre grundvattenyta desto lägre emissioner eftersom metanotroferna då har större möjlighet att oxidera metanet till koldioxid innan det når ytan. Vid dikning sänks grundvattenytan vilket leder till att mer syre kommer ner i marken. Produktionen av metan minskar då och upphör på sikt.

- Växtbeståndets sammansättning har betydelse så till vida att transport genom stamdelarna innebär att en hög andel kärleväxter ofta ger en ökad emission.
- Temperaturen i torven påverkar också. Då grundvattenytan ligger över medelvattenytan hämmas metanotrofernas oxidation samtidigt som metanogenerna är aktiva och producerar metan. En höjd temperatur leder då till ökade emissioner. Om marken istället är torrare än normalt ökar oxidationen och emissionerna minskar vid ökad temperatur.
- Tillförsel av N leder till ökad växtproduktion och därmed större tillgång på organiskt material. Vid högt liggande grundvattenyta ger detta ökad metangas emission.
- Tillförsel av S genom ökad deposition av sulfat ger förhöjd sulfatkoncentration i vattnet. Metanogenerna får då konkurrens av sulfatreducerande bakterier om organiskt material och emissionen av metan minskar.

2.3 TORVPRODUKTION

2.3.1 Produktion och användning

Dagens torvbruk i Sverige använder ca 0,1 % av den totala torvarealen (Fredriksson m.fl., 2008). Under 2007 skördades 1,6 miljoner m³ energitorv och 1,3 m³ odlingstorv. Särskilt energitorvsskörden var avsevärt lägre jämfört med 2006. Detta beror på den regniga sommaren 2007 vilket försvårade skörden (SCB Torv, 2008).

För produktion av energitorv är kärrtorven med sin höga nedbrytningsgrad att föredra (Fredriksson m.fl., 2008). Låghumifierad torv av den typ som är vanlig på mossarnas översta skikt är olämplig som energitorv på grund av lågt energiinnehåll och svårigheter vid hanteringen i förbränningsanläggningar. Den lämpar sig dock utmärkt som odlingstorv och jordförbättringsmedel (Larsson, 2006).

Energitorv används för eldnings i värmeverk och värmecentraler samt några större industrier. Användningen av torv för energiproduktion 2007 var 302 000 ton oljeekvivalenter motsvarande ca 3,5 TWh, vilket är en dryg halv procent av Sveriges totala energitillförsel. Huvuddelen av energitorven används året efter att den skördats. Om torv bränns tillsammans med trädbränslen minskar man risken för slagning, beläggning och korrosion i pannor vilket ger en minskad driftskostnad (SCB Torv, 2008). I jämförelse med de flesta biobränslen är energiinnehållet i torv något större medan det är lägre än för fossila bränslen som kol och olja.

Ett annat vanligt användningsområde är stallströ där torven uppskattas för sin goda uppsugningsförmåga och förmåga att neutraliserar lukt (Fredriksson m.fl., 2008). Torv kan också användas som filtermaterial tack vare sin goda jonbytesförmåga och förmåga att binda in kväve, som fibermaterial i textilier och som isolerande byggnadsmaterial (Fredriksson m.fl., 2008).

2.3.2 Skörd

Innan torven bryts måste marken iordningställas. Alla träd avverkas varefter vegetationstäckets avbanas, det vill säga det skrapas av. Detta kan sedan lagras och användas vid efterbehandlingen av mossen. Eventuell ytterligare infrastruktur i form av vägar, upplagsplatser, byggnader, el och vatten måste ses över. Torvmarken dikas och eventuellt

kan sedimentationsdammar byggas nedströms för att fånga upp eroderat material. Den ursprungliga vattenhalten i en orörd myr ligger på ca 95 %. På 1-2 år dräneras vattenhalten till ca 85 % så att skördemaskinerna kan bäras upp av torvmossen (Torvproducenterna, 2008). Är torvmarken emellertid redan dikad går denna process fortare och brytning kan påbörjas mer omgående beroende på de befintliga dikenas status (muntlig information från Stefan Östlund, Neova).

Torven skördas under sommarmånaderna då marken är tillräckligt torr för att bära upp maskinerna. I Sverige kan brytningen vanligtvis komma igång i maj. Skörden sker till största delen som stycketorv eller frästorv. Under 2006 var skörden i Sverige 791 000 m³ stycketorv och 850 000 m³ frästorv (STPF Torvåret, 2008).

Vid skörd av frästorv lösgörs torvytan med stora cylindriska harvar och vänds för att skynda på torkningen. Efter omkring tre dagar kan torven bärgas genom att skrapas ihop och lyftas till en lagerstack eller sugas upp direkt i en sugvagn (Torvproducenterna, 2008). Med denna metod erhålls cirka 10 skördar per säsong och fukthalten blir vanligen 40-55 %. Det vanligaste sättet att lagra torv är i stackar invid torvtäkten (SOU, 2002).

Vid skörd av stycketorv skärs torven upp ned till ett djup av ca 70 cm varefter den bearbetas och pressas genom munstycket ut på marken till cylinderformade korvar. Efter att ha torkat omkring en månad samlas stycketorven ihop och transporteras till lagringsplats. Fukthalten blir lägre än för frästorv, omkring 35 %. Vanligtvis erhålls tre skördar per sommar (SOU, 2002, Torvproducenterna, 2008).

2.3.3 Efterbehandling

Vid efterbehandling av torvtäkter finns några olika alternativ. De vanligast förekommande är återplantering av skog för skogsbruk och återskapande av våtmark genom att täppa till diken och låta marken växa igen. Andra alternativ är att använda marken till jordbruk eller att skapa konstgjorda sjöar och våtmarker. Det är även möjligt att tänka sig annan markanvändning som golfbana, fiskodling eller avloppsrening (Eriksson & Wallentinus, 2004).

Att låta torvtäkten växa igen på naturlig väg är, som tidigare nämnts, en långsam process. Ny torvbildning sker i Sverige med en medeltakt på ca 0,5 mm per år i höjdlängd. Det tar alltså uppemot tusen år innan ett nytt torvlager bildats (Eriksson & Wallentinus, 2004). Emellertid får de dammar och våtmarksområden som bildas ett rikt fågelliv och ofta stor biologisk mångfald.

Vid nyplantering av skogsmark måste marken vara väl dränerad och näringsrik för att få en produktiv tillväxt. Eventuellt kan marken behöva gödslas, och då framförallt med fosfor och kalium. För den biologiska mångfalden är detta ett mindre gynnsamt alternativ än återbildande av våtmark. Hög produktion av skog är dock till nytta i andra sammanhang med exempelvis ekonomisk avkastning, som förnyelsebart bränsle och som kolsänka (Eriksson & Wallentinus, 2004).

2.4 DIKNING OCH AVRINNANDE VATTNETS KVALITET

Utdikning av våtmarker för jord- och skogsbruk med avsikt att förbättra produktionen och ta tidigare outnyttjade marker i anspråk har förekommit sedan 1600-talet, och i större omfattning sedan slutet av 1800-talet (SGU, 2008d). Statens ekonomiska bidrag till skogsdikning upphörde först på 1990-talet. Då hade mer än 1,5 miljoner ha eller ca 15% av torvtäckt mark dikats för skogsbruk (Fredriksson m.fl., 2008).

Dikningens huvudsyfte är att syresätta marken i rotzonen genom att vattenhalten sänks och luft kan strömma ner i jordens porer. Detta leder till en förbättrad tillväxt av skog och en ökad mikrobiell nedbrytning och kväve mineralisering. Då trädens biomassa ökar bidrar skogen genom sin avdunstning till att ytterligare avvattna marken. Effekterna blir alltså en större återgång av vatten till atmosfären och en omfördelning av biomassa från markvegetation till träd (Magnusson, 2008).

Det förekommer tre olika huvudtyper av dikningsåtgärder. Markavvattning, eller nydikning, syftar till en bestående sänkning av grundvattenytan och vattenhalten. Skyddsdikning genomförs efter kalhuggning i syfte att föra bort överskottsvattnet så att nya plantor kan etablera sig. Dessa diken är endast avsedda att vara tillfälliga och skall inte underhållas. Då trädbeståndet vuxit upp avvattnas marken naturligt och inga diken behövs. Dikesrensning innebär kort och gott att befintliga igenvuxna diken återställs (Magnusson, 2008).

2.4.1 Dikning på torvmark

Vid dikning av torvmark beror diken avvattnande effekt på vilken typ av torv som dikas. Låghumifierad torv av typen som finns i mossar dräneras lätt medan den höghumifierade kärrtorven binder vattnet hårt så att diken avvattning blir mer att avleda ytterligare vattentillförsel (Magnusson, 2008). Holden m.fl. (2004) har sammanställt olika undersökningars resultat vad gäller dikningens inverkan på torvmark med fokus på hydrologin. Grundvattenytans nivå avgör om torv ackumuleras eller bryts ner. Olika undersökningar har givit något divergerande resultat gällande hydrologin i en dränerad torvmark i jämförelse med en orörd. Flödestopparna ökar i storlek efter dränering enligt de allra flesta undersökningar, liksom den totala årliga avrinningen från marken ökar. Undersökningar av förändring i magasineringsförmåga har givit mer olika resultat där vissa visar på en ökning och vissa en minskning när det gäller att lagra vatten. Olika typer av torvmark reagerar olika på dränering både beroende på torvens egenskaper och dikningens utförande gällande djup och avstånd mellan diken.

Orörda våtmarker har ofta torv med ett vatteninnehåll på uppemot 90 volymprocent. Grundvattenytan ligger ofta nära markytan och vattnet är relativt stillastående. Det avrinnande vattnet har typiskt lågt pH, högt innehåll av organiskt material och mörkt färgat vatten. Under perioder med högt vattenflöde är torven så vattenmättad och grundvattenytan ligger så ytligt att inget mer vatten kan lagras utan det rinner istället snabbt bort. Under torra perioder är vattnet hårt bundet i torven och flödena från torvmarker är mindre än från omgivande mineraljord.

Dikningen kan utföras antingen som ett nätverk av dräneringsdiken tvärs över torvmarken i syfte att öka vattenavrinningen eller med avskärningsdiken i kanterna som leder bort tillströmmande vatten. Om grundvatten står för en stor del av tillflödet krävs dräneringsdiken för att klara avvattningen. Hur tätt diken måste ligga bestäms efter växtlighet på platsen, klimat och humifieringsgrad på så sätt att torv med hög humifieringsgrad och därmed låg konduktivitet kräver tätare diken (Grip & Rodhe, 2000).

Dikningens effekter på vattenkvaliteten varierar beroende på en rad olika faktorer. I en studie av dikningens effekter på vattenkvalitet och vattenföringen för några olika typer av torvmarker (Lundin, 1988), konstateras att de faktorer som har den största betydelsen då det gäller det från torvmarker avrinnande vattnets kemi är till stor del plats specifika. Klimatregion, mineraljord under torven och i tillrinningsområdet, topografi, typ av torvmark och hydrologiska förhållanden på platsen är alla faktorer som påverkar sammansättningen. I studien undersöktes tre olika typer av torvmark, mosse, starrkärr och ett kalkrikt så kallat rikkärr. Dessa uppvisade något olika förändringar på det avrinnande vattnet efter dräneringen.

Några effekter som kan förväntas vid dikning på torvmark tas upp nedan

Avrinning

De första åren efter nydikning sker en ökad avrinning med 10-50% (Lundin, 1995) på grund av den minskade evapotranspiration som uppstår då torven blir torrare (Grip & Rodhe, 2000). Efter avverkning av skogsklädd torvmark höjs grundvattenytan och det tar omkring ett decennium när nya träd har växt upp igen innan samma nivå som innan avverkning nås (Lundin, 1995). De växande träden på en skogsklädd torvmark transpirerar en del av markvattnet varför mängden avrinnande vatten minskar efterhand. För att marken inte skall vara för blöt för att nya träd skall kunna etablera sig krävs ofta skyddsdikning av kalhyggerna på torvmark. Avrinningen efter avverkningen kan öka med så mycket som 50-100% (Lundin, 1995). Dikning medför att avrinningen efter regn minskar eftersom regnvattnet kan lagras i den buffertzonen av omättad torv som bildas ovanför grundvattenytan (Grip & Rodhe, 2000). Avrinning kan också minska på grund av andra faktorer till exempel minskad hydraulisk konduktivitet och ökad evaporation vid förändrad växtsammansättning (Holden m.fl. 2004). Ökad avrinning kan bero på faktorer som ökad nederbörd direkt i dräneringsdikena, tillfälliga flödestoppar på grund av bortrensad vegetation i diken och bäckar och minskad evapotranspiration från dränerad torv utan växtlighet.

Flödesmönster

Dikning ger ett mer utjämnat flödesmönster (Magnusson, 2008). Högvattentopparna nedströms minskar eftersom marken får en utökad förmåga att lagra tillfälliga vattentillskott. Dikningen underlättar även utflödet av grundvatten under torra perioder så att lågvattenflödet ökar (Strömgren m.fl., 2006). Om diken lagringskapacitet överskrider riskeras dock kraftigare högvattenflöden än för odikad mark (Magnusson, 2008). Högvattentopparna förstärks efter avverkning, dikning däremot har en utjämnande effekt och dämpar flödestopparna. Undantaget är riktigt kraftiga flöden som ger ökade flödestoppar då nederbörden är så stor att magasinerna fylls, detta på grund av minskat avstånd till dräneringskanalerna (Grip & Rodhe, 2000). Sammantaget blir resultatet dock oftast högre flödestoppar efter avverkning trots dikning. Effekten visar sig mest i små skogsbäckar, i de större vattendragen blir påverkan inte större än omkring 10% ökad vattenföring (Lundin, 1995).

Markytan

Vid dränering sjunker torven ihop eftersom de vattenfyllda porerna dräneras och krymper ihop. Detta, i kombination med ansamling av eroderat material, leder i sin tur till att dikesdjupet minskar. Till detta bidrar även den nedbrytning av torv som sker i det omättade skiktet. Underhåll av diken är alltså nödvändigt för att dräneringen skall fungera (Magnusson, 2008). Även nedbrytningstakten ökar. Detta gör att den extra lagringskapacitet i det övre torvlagret som uppkommit till en början försvinner och kan då inte längre buffra för kraftigare flöden. Då det övre lagret torv dräneras på vatten och torkar ökar kapillärkraften vilket gör att vatten från det underliggande torvlagret påverkas så att även detta lager torkar ut (Holden m.fl., 2004).

Organiskt material

Även från en opåverkad våtmark är det avrinnande vattnet grumligare än från annan typ av mark på grund av ökad uppslamning av fast material och lösligt organiskt material. Detta kan förstärkas ytterligare vid dikning, speciellt i avvattningsfasen. Enligt en studie beskriven av (Holden m.fl., 2004) fördubblades koncentrationen av sediment i vattnet under dräneringsperioden och var hög under flera år därefter. Ännu fem år efter dikning var nivån högre än innan dränering. Det organiska materialet i vattnet ger upphov till försämrade

ljusförhållanden och ett sedimentationslager på botten som riskerar att slå ut bottenfaunan. Det organiska materialet förbrukar även vattnets syre (Magnusson, 2008). Dikessidorna stabiliseras dock efterhand då rötter binder materialet så att erosionskänsligheten minskar (Magnusson, 2008). Det finns dock ett antal olika metoder för att minska uttransporten av organiskt material. Exempelvis kan dikesgrävningarna utföras vid lågt grundvattenstånd så att dikessidorna hinner stabiliseras innan högre vattenflöde. Det är också möjligt att låta avloppsdiket sluta blint, anlägga sedimentationsbassänger och att fånga upp vattnet i ett gaffeldike (Magnusson, 2008).

pH

pH-värdet är normalt lägre i avrinnande vatten från torvmarker än från fastmarker. Vid dikning kan värdet både höjas och sänkas beroende på myrtyp och torvdjup samt tidsperspektiv. Ett vanligt scenario är att pH sjunker i diknings- och avvattningsfasen för att därefter höjas på grund av mer mineralrikt vatten (Magnusson, 2008). Gällande kemisk påverkan på avrinnande vatten efter avverkning har det visat sig att utlakningen av baskatjoner ökar med 50-100% de närmaste tre till fem åren efter avverkning i Mellansverige vilket gör att också pH ökar (Lundin, 1995).

Nitrat- och fosforutlakning

Vid dikning föreligger en viss risk för nitratutlakning. Hur stor denna risk är beror på faktorer som torvmarkens läge i förhållande till vattendrag och hur kväverik torven är (Magnusson, 2008). Från kväverika kärr blir utlakningen följaktligen större än från mer kvävefattiga torvmarker. Till största delen är det oorganiskt kväve som lakas ur. Kalhyggesperioden och något tiotal år framåt är den kritiska fasen då kväveutlakningen kan öka med 2-3 gånger eller 2-4 kg per ha (Lundin, 1995). Därefter lagrar det nya trädbeståndet åter kväve, naturligtvis under förutsättning att marken återbeskogats. Fosforutlakningen ökar med 1-2 gånger eller 0,1-0,2 kg per ha och år efter dikning (Lundin, 1995).

Flödet av växthusgaser

Vad gäller dikningens påverkan på flödet av växthusgaser från beskogade torvmarker har fältforskning visat att emissionerna av koldioxid och lustgas ökar medan metanemissionerna minskar kraftigt jämfört med odikade och icke beskogade marker (Magnusson, 2008).

Kemin i torven

Då torvens porer fylls med luft ändras nedbrytningsförhållandena från anaeroba till aeroba. Den aeroba nedbrytningsprocessen går uppemot 50 gånger snabbare än den anaeroba. Även mineraliseringen av näringsämnen ökar, vilket ger en ökad bildning av oorganiskt kväve (Strömgen m.fl., 2006). Koncentrationen av utbytbara katjoner är lägre i dikad torv än i odikad. Totalkoncentrationerna av kväve och fosfor ökar på dikad torvmark medan kaliumkoncentrationen i det översta jordlagret alltid minskar. En studie gjord i Sverige refererad i Holden m.fl. (2004) visar att även kalcium- och magnesiumkoncentrationerna minskar medan pH förblir relativt oförändrat. Ökningen av N beror på den ökade nedbrytningstakten som frigör ökade mängder kväve och sänker C:N kvoten i torven. Ammoniumhalten i torven ökar vid dikning medan nitrathalten inte uppvisar några större förändringar. Detta beror troligtvis på att bakterierna som ombesörjer ammonifikationen har större nytta av dikningen än nitrifikationsbakteriererna (Holden m.fl., 2004).

De flesta studier rör bara de närmaste 5 åren under och efter dikning. Långtidseffekten på vattensammansättningen är därför mer eller mindre okänd (Holden m.fl., 2004).

2.5 SKOGSPRODUKTION

2.5.1 Produktion och användning

De svenska skogarna producerar årligen omkring 90 miljoner m³ stamved (Loman, 2008). Medelvirkesförrådet per ha skogsmark var 2007 132 m³sk (kubikmeter skog). Medelboniteten låg på 5,3 m³ sk/ha·år.

De trädslag som dominerar i den svenska skogen är främst gran följt av tall. En mindre andelar utgörs av björk, ädellöv samt övriga lövträd.

Bruttoavverkningen det vill säga volymen av alla stammar som avskiljt från stubben där även fällda men ej tillvaratagna träd räknas in uppgick 2007 till 95,5 miljoner m³sk. Nettot, de stammar som helt eller delvis tillvaratagits, var 77,6 milj m³sk. Av detta gick 40 milj m³sk till sågtimmer, 30,8 till massaved, 5,9 till brännved och 0,5 till övrigt virke. (Loman, 2008)

Tillgången på näringsämnen i marken, och då främst de så kallade makronäringsämnena kväve, fosfor, kalium, kalcium, magnesium och svavel reglerar skogens tillväxt. För fastmark är det i regel kväve som är tillväxtbegränsande. Kväve tillförs marken i första hand som kvävgas, N₂, från atmosfären. I marken omvandlas kvävgasen med hjälp av kvävefixerande mikroorganismer till ammoniak (NH₃), ammonium (NH₄⁺) eller nitrat (NO₃⁻) och blir därmed tillgängliga för växterna att ta upp. Övriga makronäringsämnen tillförs främst genom vittring av berggrunden och med nederbörd. Luftföroreningar förser skogen med extra gödning i form av depositioner av kväve och svavel.

Torvmark är speciell så till vida att den mer eller mindre saknar mineralpartiklar i jorden varför näringsämnena måste tillföras via tillrinnande vatten från omgivande marker och som atmosfärisk deposition, samt att torven har en större kapacitet att lagra kväve än mineraljordar. Detta gör att det främst är fosfor och kalium som är tillväxtbegränsande ämnen på dessa marker (Magnusson, 2008).

Skogens bördighet uttrycks som bonitet vilken beskriver markens produktionsförmåga i volym stamtillväxt skog per hektar och år då tillväxtförhållandena är maximala. Boniteten för en och samma plats kan skilja sig åt för olika trädslag. Boniteten uppskattas med hjälp av ståndsordindex, SI. SI definieras som högsta trädens höjd vid en given ålder, för gran och tall 100 år. Med det vanligast förekommande systemet H100 anges SI som en medelhöjd vid 100 års ålder för de 100 grävsta träden per ha. Här antas att de träd med störst omkrets i brösthöjd, 1,3 meter över marken, också är de högsta. Boniteten mäts i praktiken genom att, på en provyta med radien 10m, de två grävsta trädens omkrets mäts och årsringarna i brösthöjd räknas vartefter deras medelhöjd och medelålder beräknas. Med hjälp av höjduitvecklingskurvor kan sedan ståndsordindex avläsas och boniteten skattas från en kurva som visar sambandet mellan SI och bonitet (Albrektsson m.fl., 2008).

Omloppstiden för en skog, det vill säga tiden från slutavverkning och nyplantering till nästa slutavverkning, varierar beroende på trädslag, klimat och markens bördighet. Ofta kan det röra sig om omkring 100 år.

2.5.2 Skogsskötsel

Det finns olika sätt att bedriva skogsbruk på. I Sverige dominerar högskogsskötsel, vilket innebär att trädet fått växa till sin fulla höjd innan det avverkas. Oftast är beståndet enskiktat vilket innebär att alla träd är ungefär lika höga (Albrektsson m.fl., 2008).

Olika trädslag lämpar sig olika bra för olika typer av marker. Tall lämpar sig bäst för torr och näringsfattig mark medan gran passar bättre på bördiga marker och också lämpar sig för fuktiga och syrefattiga marker. Vårtbjörken växer bra på de flesta marktyper utom mycket fuktiga eller mycket torra marker. Eftersom den är frosthärdig kan den användas som frostskydd för exempelvis ung gran. På de flesta marker i Sverige går det att skapa skogar av blandskogstyp. På fuktiga marker kan en kombination av gran, björk och al vara lämpligt och på torrare tall, björk och asp (Albrektsson m.fl., 2008).

I Sverige sker skörd av produktionsskog nästan uteslutande genom kalavverkning eller trakthyggesbruk (Albrektsson m.fl., 2008). En kalavverkning innebär att livsbetingelserna för skogens växter och djur på platsen ändras drastiskt. Då träden försvinner ökar ljusinstrålningen till markytan. Detta gynnar ljuskrävande växter och medför en större svängning i temperaturen mellan dag och natt. Vidare höjs grundvattenytan i och med att avdunstningen från trädens transpiration försvinner. I svackor kan marken bli så fuktig att etableringen av nya plantor försvåras varför skyddsdikning kan vara nödvändigt. Den höjda grundvattenytan och vattenhalten i marken medför även en ökad avrinning med risk för erosion och utlakning. En ansenlig mängd organiskt material tillförs skogen vid avverkning, även i de fall då grenar och toppar (GROT) tas ut. Vid påföljande mikrobiella nedbrytning mineraliseras de organiskt bundna mineralämnena som därmed höjer markens näringstillgång. Tack vare mineraliseringens alkaliserande effekt sker även en höjning av pH med undantag för de fall då nitrifikation i större skala sker då denna process i vissa fall kan vara pH-sänkande. Den goda tillgången på näringsämnen efter en avverkning gör att plantering av ny skog bör ske omgående. Kväveutlakning till vattendrag från skogsavverkning har inte ansetts vara något större miljöproblem eftersom halterna inte ansetts vara så höga att de medfört någon allvarligare övergödning. Dock har halterna från områden med stor deposition av luftföroreningar varit högre, likaså blir utlakningen ett problem när nitrifikationshastigheten är god eftersom nitrat binds sämre i marken än ammonium (Magnusson, 2008).

Föryngring av skog sker både som naturlig föryngring där fröfallet från hyggeskanter och särskilda kvarlämnade fröträd utnyttjas och artificiell föryngring där plantering är den vanligaste metoden men även sådd förekommer i mindre skala.

Efter avverkning kan det i en del fall finnas anledning att genomföra en markberedning för att underlätta nyetableringen av det nya skogsbeståndet. Markberedning sker främst genom harvning och högläggning. Vad gäller nyplantering på torvmark kan tillämpning av högläggning vara gynnsamt. Metoden går ut på att plantorna planteras i en sträng upplagd jord. Detta gör att de kommer upp en bit från markytan vilket gör att risken för frost minskar då luften är varmare en bit upp, samt att marktemperaturen höjs. Uppläggningsen ger också en mer väl-dränerad växtplats vilket annars kan vara ett problem vid plantering i ofta vattenmättade torvjordar där risk för syrgasbrist annars föreligger (Magnusson 2008).

Röjning och gallring sker kontinuerligt i skogen för att minska konkurrensen så att kvarvarande träd får en förbättrad tillväxt och för att reglera trädslagssammansättningen. Direkta effekter är ökad marktemperatur och solinstrålning samt ett ökat näringstillskott (Magnusson, 2008). Röjning sker under ungskogsfasen och oftast tas inte röjningsvirket tillvara till skillnad från vid gallring som sker i äldre skog där virket tas tillvara (Albrektsson m.fl., 2008).

2.5.3 Gödning

Gödning av skog för att höja produktionen sker oftast med kväve på fastmarksjordar (mineraljordar). På torvmarker tillförs även fosfor och kalium eftersom dessa som regel

förekommer mycket sparsamt och är tillväxtbegränsande. Ett alternativ till traditionell gödsel för torvmark är aska från trädbränsle som innehåller alla viktiga näringsämnen med undantag för kväve. Dock är det av största vikt att askorna inte innehåller toxiska ämnen som till exempel kadmium. Askgödslingen har också den effekten att markens pH höjs långvarigt. Detta ger upphov till förändrad sammansättning av vegetationen (Magnusson, 2008).

På mineraljord är kväve den tillväxtbegränsande faktorn. Gödsling för att höja produktionen har i Sverige tillämpats sedan 60-talet och efter en minskning under 90-talet har andelen gödslade arealer återigen ökat. Ett vanligt tillvägagångssätt är att gödsla en gång i slutet av produktionscykeln med ca 150 kg kväve per ha. Detta beräknas ge en produktionsökning med mellan 10 och 20 m³sk/ha under en tio års period, med störst ökning på näringsfattiga marker. Det börjar också bli alltmer vanligt att ge upprepade gödselgivor med cirka tio år emellan. Kvävegödslingen ger upphov till olika miljökonsekvenser beroende på tidpunkt för gödsling, utförande och de på platsen rådande hydrologiska och markkvalitativa egenskaperna. Den ökade produktion av biomassa upprepade kvävegödslingar ger upphov till ökar markens förråd av kol. Mineraliseringen av C minskar också då mängden N ökar vilket gör att C ackumuleras i marken. Ca 20-30% av det tillförda kvävet tas upp av träden, resten fastläggs i marken vilket gör att C:N kvoten sänks, något som är tydligast på lågproduktiva marker. Förrådet av utbytbar kalcium och magnesium är ofta oförändrat eller ökar medan förrådet av kalium och fosfor tenderar att minska. Kvävegödslingens effekt på nitrifikationen är liten på beskogad mark. Vid avverkning gynnas nitrifikationen av den ökade kväve mineraliseringen, minskade näringsupptaget och höjda pH-värdet nitrifikationen. Detta kan leda till nitratutlakning och försurning. Vid gödsling fås en ökad utlakning av kalcium, magnesium och nitrat i avrinnande vatten. Dessa effekter är dock tillfälliga och går tillbaka inom några år efter avslutad gödsling. Den ökade mängden kväve i marken gör att växtsammansättningen förändras mot kvävegynnade arter som gräs medan lavar och mossor missgynnas (Magnusson, 2008).

Kvävegödsling ger en ökad inbindning av koldioxid i marken på grund av att netto primärproduktionen ökar. Om gödslingen pågår under lång tid kan även kväve mineraliseringen, nitrifikationen, kväveläcket samt N₂O och metan flödena påverkas. Erhållen tillväxtökning av skog och därmed även inbindning av kol beror på platsens produktivitet. En lågproduktiv skog svarar med en större tillväxtökning jämfört med en högproduktiv skog vid samma kvävegiva. Pga den ökade produktionen av löv och annan biomassa ökar mängden organiskt kol (SOC) i jorden i kombination med en minskad nedbrytning på grund av minskad kol mineralisering. Mätningar från olika platser i Sverige visar att inbindningen av SOC i marken i genomsnitt var 13 kg kol per kg kväve för granskog och 7 kg kol per kg kväve för tallskog (Hyvönen m.fl., 2006).

Höga gödseldoser på 1800 kg kväve per hektar orsakar en sänkning av pH samt en ökning av halterna aluminium, mangan, nitrat kväve, total kväve och fluorid joner samt en lägre syreneutraliserande kapacitet i marken på platsen upp till åtta år efter avverkning av en kvävegödslad skog. Vid de doser som är vanliga i svenska skogar, omkring 300 kg kväve per hektar, kunde inga signifikanta skillnader i den markkemiska sammansättningen noteras (Ring, 2003).

En studie visar att kvävegödsling kan få konsekvenser på markvegetationen som sträcker sig flera decennier fram i tiden, även efter avverkning. Konsekvenserna tenderar dock att vara störst för näringsfattiga marker där mossor och lavar minskar. Ingen ökning av gräs och kvävegynnade växter kunde iakttas. Inget totalskifte av växtsammansättningen kunde

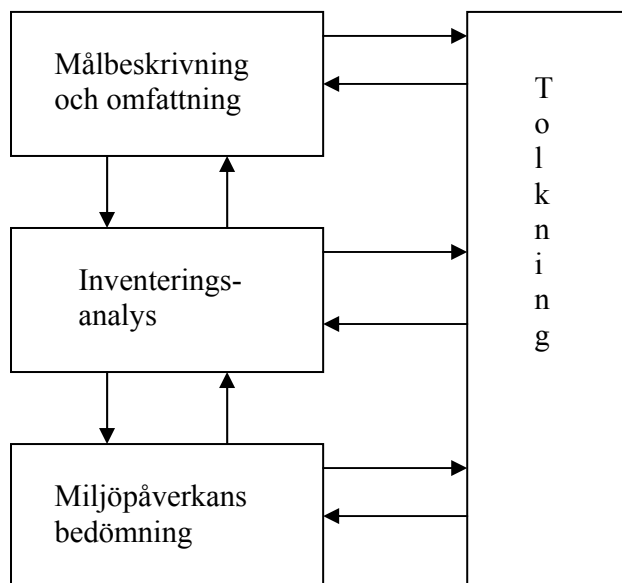
noteras varför långtidseffekten av kvävegödslingen bedömdes vara måttlig (Olsson & Kellner, 2006).

2.6 MILJÖSYSTEMSANALYS

Syftet med en miljösystemanalys är att ge en överskådlig och, i så stor utsträckning som möjligt, objektiv bild av den miljöpåverkan en ofta komplex situation eller process ger upphov till. Analysen skall fungera som ett underlag för beslut av olika slag. Det finns olika typer av miljösystemanalyser där typ av problemställning avgör vilken som är att föredra. Alla metoder innebär en förenkling av verkligheten, vissa är mer översiktliga medan andra går in mer på detaljnivå. Det är viktigt att vara medveten om att vissa faktorer som bedöms som irrelevanta kan vara exkluderade ur analysen. Det är likaså av största vikt att vara medveten om systemets avgränsningar då dessa har en stor inverkan på slutresultatet. Ett av de mest använda verktygen är Livscykelanalys (LCA) vilken berörs närmare i nästa avsnitt.

2.6.1 Livscykelanalys

Livscykelanalys är en av de mer omfattande och också flexibla av miljösystemanalyserna. Metoden är användbar inom många olika problemställningar men kräver tillgång till kvantitativ data. Inom valda systemgränser är det möjligt att inkludera alla material och energiflöden i de olika stegen av livscykeln, från råmaterialutvinning och tillverkning genom användningsfasen till resthanteringen. Fokus ligger framförallt på tekniska system. Metoden är standardiserad enligt ISO 14040-43. Livscykelanalys är en iterativ process som omfattar stegen Målbeskrivning och omfattning, Inventeringsanalys, Miljöpåverkansbedömning och Tolkning (Figur 2).



Figur 2. LCA är en iterativ process (efter ISO 14040:1997)

2.6.2 Målbeskrivning och omfattning

Målet med LCA-studien skall fastställas med avseende på utförande, analysens syfte och mottagare. Omfattningen skall definieras med utgångspunkt från ett antal punkter beskrivna av ISO 14040:1997. Först skall det studerade systemen och dess funktioner beskrivas; de funktioner som är relevanta för analysens målsättning och omfattning väljs. En funktionell enhet definieras; detta är ett mått på nyttan hos systemet. Alla inflöden och utflöden skall

relateras till denna för att vara jämförbara då resultatet redovisas. Även ett referensflöde skall definieras. Detta är den mängd produkt som krävs för att uppfylla systemets funktion. Systemgränsernas definition är avgörande för resultatet. De processer som skall ingå i studien respektive utlämnas måste väljas med eftertanke och valet motiveras.

Avgränsningar görs mot natursystem, andra produkters livscyklar, geografi och tid. Identifikation av in- och utflöden sker enligt en iterativ process där en inledande definiering baseras på tillgänglig data vartefter en mer fullständig identifikation ofta kan fastställas i ett senare skede när mer information framkommit. Därefter bestäms vilken typ av miljöpåverkan som skall tas i beaktande där valet avgör vilka data som ska samlas in i inventeringen. Olika typer av miljöpåverkan kan till exempel vara resursanvändning, klimatpåverkan, försurning, övergödning och biologisk mångfald. Vad gäller datakvalitetskrav är det av vikt att tydligt definiera; ålder på data, insamlings område och teknisk status. Dessutom bör precision, fullständighet och representerbarhet beaktas. Antaganden och begränsningar skall också klargöras i målbeskrivningen.

2.6.3 Inventeringsanalys

Inventeringsanalysen är ofta det mest tidskrävande steget. I ett förberedande skede bör ett processtråd upprättas där samtliga enhetsprocesser och alla relevanta ut- och inflöden genom hela livscykeln finns med. Processtegen beskrivs i detalj och flödena ordnas i datakategorier, det vill säga olika typer av miljöpåverkan som resursanvändning, utsläpp och markanvändning. Sedan kan själva insamlingen av data starta. Data inhämtas för in- och utflöden av hela processen med råmaterial, produkter, utsläpp till mark, luft och vatten och alla transporter. Slutligen kan beräkningar där erhållen data räknas samman ske. Detta görs i fyra steg (Baumann & Tillman, 2004).

- 1) Omräkning av data så att alla får samma enhet.
- 2) Beräkning av flödena som länkar ihop de olika stegen i flödesschemat
- 3) Beräkning av de flöden som passerar systemgränserna
- 4) Summering av hela systemet

2.6.4 Miljöpåverkansbedömning

Ett system genererar ofta många olika utsläpp vilket leder till att resultaten från inventeringsfasen ofta blir svåra att överblicka. Att göra en miljöpåverkansbedömning blir då ett sätt att göra resultaten mer begripliga och överskådliga. I korthet går metoden ut på att koppla emissionerna till olika miljöpåverkanskategorier som försurning, övergödning och växthuseffekten för att på så sätt få en mer kommunicerbar förståelse för systemets inverkan på miljön.

En miljöpåverkansbedömning innehåller ett antal obligatoriska och ett antal frivilliga delar. Det första steget är Val och definition av miljöpåverkanskategori. Det finns listor på påverkanskategorier som ofta är relevanta i en LCA. Vid val av kategorier finns det några saker att ta i beaktande. Alla relevanta kategorier skall beaktas utan att listan blir ogenomförbart lång. Kategorierna måste vara oberoende av varandra samt möjliga att integrera i LCA beräkningarna. Dessutom bör de vara miljömässigt relevanta och vetenskapligt gångbara. Det andra steget är klassificering där varje ämne sorteras till en eller flera påverkanskategorier. Olika ämnen kan ha olika stark påverkan vid samma koncentration. Detta tas hänsyn till i det tredje steget, karakterisering, där en ämnesspecifik karakteriseringsfaktor, som exempelvis koldioxidekvivalenter, multipliceras med emissionerna från respektive ämne för att få jämförbara värden. Normalisering är ett frivilligt steg och innebär att den miljöpåverkan utsläppen från systemet ger upphov till jämförs mot exempelvis den totala miljöpåverkan i en region eller i ett land. Gruppering är nästa frivilliga steg och innebär att värdena delas in till exempel geografiskt eller efter

prioritet. Nästa moment, viktning, innebär att de olika miljöpåverkanskategorierna tilldelas olika värden graderade efter hur viktiga de anses vara. Graderingen är subjektiv och bygger exempelvis på ekonomiska värden eller utlåtanden från expertpaneler, de är alltså inte naturvetenskapligt grundade. Viktning är ett frivilligt steg, det ingår inte alltid i en LCA. Det sista steget är datakvalitetsanalys där datakvaliteten verifieras genom osäkerhetsanalys där det visas hur variationer i inventeringsdata ger variationer i resultatet, känslighetsanalys där metodens effekt på resultatet testas och variationsanalys där grundläggande antagandens påverkan på resultatet studeras.

2.6.5 Tolkning

I tolkningsfasen ska resultatet presenteras och analyseras vartefter slutsatser dras och rekommendationer ges.

I tolkningsfasen skall de mest betydande frågorna identifieras utifrån de mål som satts upp i livscykelanalysens inledande skede. Detta arbete kan vara mer eller mindre komplext. Frågorna kan röra inventeringsdata kategorier, miljöpåverkans kategorier eller enhetsprocesser. Vidare skall resultaten analyseras och utvärderas för att säkerställa metodens trovärdighet. Detta görs genom kontroll av fullständighet där det säkerställs att all relevant data finns. Om data saknas och kan bedömas vara icke nödvändig skall detta motiveras. Känsligheten kontrolleras genom att testa hur resultaten påverkas av osäkerhet i data. Metoder och antaganden skall vidare överensstämma med definition av mål och omfattning. Slutligen kan slutsatser dras rekommendationer göras. Rapporteringen bör vara opartisk och lätt att överblicka.

2.6.6 Problem med LCA

Det är även viktigt att vara medveten om livscykelanalysens nackdelar vid tolkning och presentation av resultatet. Till dessa hör att det kan vara svårt att få fram omfattande data varför resultatet ofta måste baseras på korta mätserier eller teoretiska beräkningar, dessutom kan denna process bli mycket tidskrävande. Om datakvaliteten inte är bra nog kan resultatet bli mycket känsligt för förändringar i indata som ger stora utslag på utdata. Ett sätt att undvika detta är att genomföra känslighetsanalyser (Rydh m.fl. (2002)).

2.7 TIDIGARE LCA STUDIER PÅ TORVMARK

När det gäller livscykelanalyser av torvmark finns det ett antal genomförda av Svenska miljöinstitutet (IVL). I en rapport av Uppenbergs m.fl. (2001) studerades torvbruk och två olika efterbehandlingsmetoder, återplantering av skog och återskapande av våtmark, ur ett systemperspektiv. Syftet var att besvara frågan vilken klimatpåverkan 20 års nyttjande av 1 m² myr för torvbrytning har. Fokus låg följaktligen på emissioner av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas. Jämförelser gjordes mellan olika scenarier för efterbehandling samt mellan torv och alternativa energikällor. Slutsatserna blev att den klimatpåverkan som orsakas av nyttjandet av torvmark för bränsleproduktion kan vara av samma storleksordning som klimatpåverkan från såväl kol- som trädbränsle beroende på torvmarkens ursprungsförhållanden samt efterbehandlingsmetoder och tidsperspektiv. Studien visar att höga emissioner av metan från den orörda torvmarken leder till en mindre klimatpåverkan vid nyttjandet än för en torvmark med låga emissioner av metan. Vidare leder hög tillväxt av skog vid efterbehandling till en minskad klimatpåverkan eftersom den växande skogen binder in koldioxid.

I en något mer omfattande studie av Nilsson & Nilsson (2004) fokuserades på jämförelser mellan klimatpåverkan orsakade av torvbruk och efterbehandling på fyra olika typer av torvmark. Dessa var orörd våtmark, jordbruksmark, dränerad skogsmark och tidigare nu övergivna torvtäcker. Återplantering av skog och återskapande av våtmark var tänkta efterbehandlingsalternativ. Syftet var att undersöka möjligheten att minska klimatpåverkan

genom val av tåktområde och efterbehandlingsalternativ. Studien byggde i mycket på den av IVL tidigare genomförda studien från 2001. Resultaten visade att användningen av torv som energikälla orsakade en mindre klimatpåverkan än användningen av kol, men större än användningen av naturgas. Vad gäller typ av torvmark så visade det sig att användning av organogen jordbruksmark som torvtåkt resulterade i en mindre klimatpåverkan jämfört med orörda våtmarker. Anledningen till detta är att torven i jordbruksmarkerna bryts ner relativt snabbt och därmed orsakar höga emissioner av koldioxid. Växthusgasbalansen från dikade skogsklädda torvmarker är varierande och de kan vara både nettokälla och nettosänka. Följaktligen kan även klimatpåverkan vara större eller mindre jämfört med orörd våtmark.

År 2006 genomförde IVL en studie av Holmgren (2006) som särskilt fokuserade på dikade skogsklädda torvmarker och den klimatpåverkan nyttjandet av torven som bränsle gav upphov till. Efterbehandlingsalternativen var återplantering av skog eller plantering av rörlan för energiproduktion på den brutna torvtåkten. Torven jämfördes mot kol som energikälla och beräkningar gjordes för en tidsperiod på 300 år. Resultaten visade att om markens produktivitet för skogsbruk höjs kommer torven att på kortare sikt orsaka en klimatpåverkan som är något högre än den för kol för på längre sikt bli något lägre. Resultatet påverkas även av markens ursprungliga nedbrytningstakt av torv på så sätt att en hög initial nedbrytningstakt genererar en mindre klimatpåverkan för scenariot eftersom torven tillvaratas och utnyttjas. Studien visade på en större klimatpåverkan från skogsklädda torvmarker jämfört med tidigare studier. För att få minsta möjliga klimatpåverkan rekommenderas att i första hand välja marker som avger mycket växthusgaser och att försöka få så god produktivitet som möjligt vid efterbehandlingen av torvtåkten.

Studier av klimatpåverkan från torvbruk och torvmarker ur ett livscykelperspektiv har även gjorts i Finland där det finns stora arealer skogsklädd torvmark. Holmgren m.fl. (2006) visade i en jämförelse mellan svenska och finska studier på många likheter i resultaten. Båda visade att nyttjande av orörda myrmarker orsakar en större klimatpåverkan än redan påverkade och dränerade marker. Dock resulterade de finska studierna i en högre klimatpåverkan vid användning av torv från dränerade marker än vid användning av kol. Motsvarande svenska resultat visar på liknande eller lägre emissioner än kol. Den främsta anledningen till olikheter i resultaten består i skillnader uppskattningarna av växthusgasflödena från de olika typerna av torvmarker och efterbehandlingsytor som studerades. Orsaken till de skilda uppskattningarna är något osäkert men tros bero på att de svenska uppskattningarna är gjorda efter mätstationer i landets södra del med något mildare klimat än det finska. En annan tänkbar förklaring är skillnad i metodiken vid uppskattningen av emissioner från nedbrytning. Det är också emissioner och upptag av växthusgaser från och till marken som står för den största osäkerheten i data.

Dessa studier har alla fokuserat på i första hand utsläpp av växthusgaser och den klimatpåverkan de innebär. De har inte behandlat andra typer av miljöpåverkan som förorening, övergödning och påverkan på biologisk mångfald. En helhetssyn där flera aspekter är invägda saknas.

2.8 KVANTIFIERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD

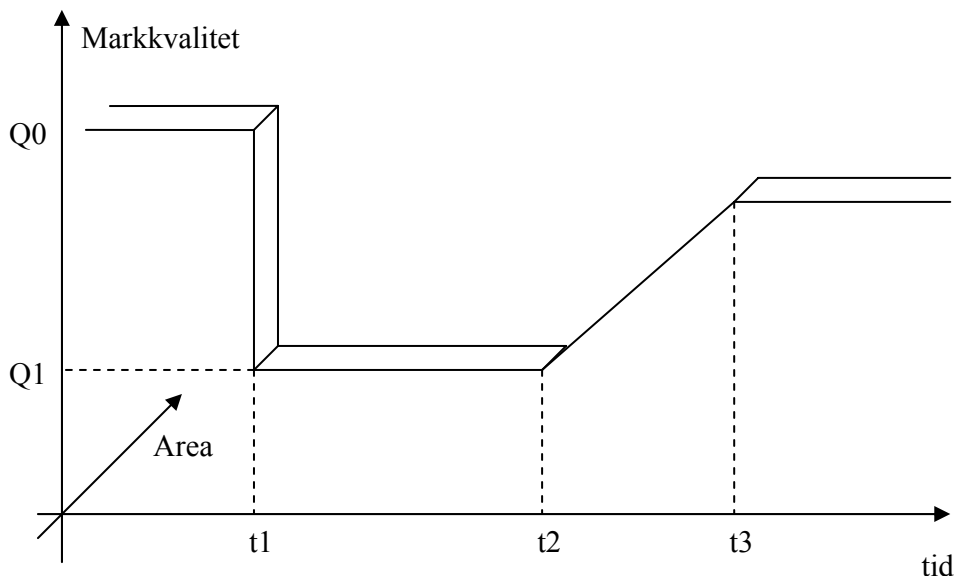
På grund av sin komplexitet är det i LCA sammanhang vanligt att påverkan på biologisk mångfald endast behandlas översiktligt eller helt utesluts. Det finns dock ett flertal olika metoder som försöker kvantifiera biologisk mångfald. De som tas upp här är Biotopmetoden utvecklad av Vattenfall och en metod tillämpad av Ottar Michelsen (2007).

2.8.1 Michelsens metod

I artikeln *Assessment of Land Use Impact on Biodiversity - Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway* (2007) av Ottar Michelsen har författaren givit exempel på en metod för att kvantifiera markanvändningens påverkan på biologisk mångfald och även tillämpat metoden i en fallstudie för skog i Norge. Metoden tillämpar en indirekt bedömning av biodiversiteten genom kunskaper om vilka nyckelfaktorer som är viktiga för att upprätthålla den biologiska mångfalden på platsen. För att kunna uppskatta markanvändningens påverkan på biologisk mångfald måste man känna till eller kunna uppskatta arean (A) av det markområde som nyttjas, tiden (t) som nyttjandet pågår samt ett mått på markkvaliteten Q (se fig. 3). Markens kvalitet Q på en given plats uppskattas med hjälp av faktorerna Ecosystem Scarcity (ES), Ecosystem Vulnerability (EV) och Conditions for Maintained Biodiversity (CMB). Kvaliteten Q kan då uppskattas som

$$Q = ES \cdot EV \cdot CMB \quad (1)$$

Vid förändring av markanvändningen förändras värdet på Q. Initialt har marken värdet Q_0 som kan vara värdet för ett ekosystem opåverkat av mänsklig aktivitet eller ett ekosystem som påverkats och stabiliserat sig på detta värde. Q kan stiga eller sjunka beroende på vilken typ av förändring som avses, oftast är det minskade värden på Q som kräver störst hänsyn. Ett vanligt och förenklat scenario kan se ut så att Q_0 sjunker till Q_1 vid en introducerad förändring i markanvändningen vid tiden t_1 för att därefter ligga kvar på samma nivå till markanvändningen upphör vid tiden t_2 . Därefter stiger Q successivt efterhand som marken återhämtar sig. Vid tiden t_3 har Q återgått till sitt ursprungliga värde Q_0 eller planat ut på en ny stabil nivå som kan vara lägre än Q_0 . Detta skulle i så fall innebära att markanvändningen har orsakat en permanent förändring av Q, eller med andra ord skada på ekosystemet på platsen (Figur 3).



Figur 3. Graf över markanvändningens påverkan på biologisk mångfald utifrån markkvalitet, area och tid. En aktivitet som påverkar markkvaliteten negativt introduceras vid tiden t_1 och fortgår till tiden t_2 varpå aktiviteten upphör och marken återhämtar sig tills en ny markkvalitetsnivå uppnås vid tiden t_3 . Efter Michelsen (2007)

Ecosystem Scarcity (ES)

Användningen av denna faktor som indikator grundar sig på teorin att biodiversiteten i en mindre vanlig typ av ekosystem är mer sårbart än biodiversiteten i ett mer utbrett ekosystem. Detta eftersom populationen i det mindre vanliga ekosystemet torde vara mindre och därmed risken för utrotning större. ES kan uttryckas som inversen av arean refererad i Michelsen (2007). Normaliserat med hänsyn tagen till att analysen kan genomföras på olika nivåer blir ekvationen

$$ES = 1 - \frac{A_{pot}}{A_{max}} \quad (2)$$

Apot är strukturens (landskapet, ekosystemet, vegetationstypen etc.) potentiella utbredning. Amax är den mest utbredda strukturen på den relevanta nivån.

Vad som behövs är alltså uppgifter om areor för olika typer av strukturer. Michelsen använder sig av ekoregioner i sin analys där markanvändningen är skogsproduktion. Apot har uppskattats som areor för norska ekoregioners utbredning vilka har erhållits från WWFs Wildfinder. Som Amax har Saharaöknen använts eftersom det är den till ytan största ekoregionen.

Ecosystem Vulnerability (EV)

Användningen av denna faktor som indikator grundar sig på teorin att ju större andel av en struktur som gått förlorad desto sårbarare är den kvarvarande arean. Den kan uttryckas som, refererade i Michelsen (2007):

$$EV = \frac{1}{(1 - \text{förlorad_andel})} \quad (3)$$

eller

$$EV = \left(\frac{A_{exi}}{A_{pot}} \right)^{z-1} \quad (4)$$

Aexi är strukturens existerande area och Apot dess potentiella area, z varierar mellan ekosystemen, har dock ofta värdet 0,25. Eftersom det ofta kan vara svårt att få fram relevanta data måste ett approximerat värde användas. Det är möjligt att använda information om bevarande status vilken ofta finns tillgänglig. I Michelsens förslag har ekoregionernas status givits EV-värdena 1 för kritisk, 0,5 för sårbar och 0,1 för intakt.

Conditions for Maintained Biodiversity (CMB)

Denna faktor ger information om biodiversitetens aktuella status i området. CMB är sammansatt av nyckelfaktorer som anses viktiga för biodiversiteten i en specifik struktur. Antal nyckelfaktorer varierar från fall till fall. CMB kan uttryckas som

$$CMB = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n KF_i}{\sum_{i=1}^n KF_{i,max}} \quad (5)$$

KFi är alla identifierade nyckelfaktorer. En fyrgradig skala används refererad i Michelsen (2007) för att göra en uppskattning på faktorernas status:

- 0 – ingen påverkan
- 1 – viss påverkan
- 2 – måttlig påverkan

3 – stor påverkan

Dessutom bör ett värde för nyckelfaktorernas relativa vikt för biodiversiteten anges, ett viktningsvärde alltså. Michelsen föreslår följande skala:

- 1 – av viss vikt
- 2- av måttlig vikt
- 3 – av stor vikt

Statusvärdet multipliceras sedan med viktningsvärdet för att få KF. Värdet av CMB hamnar i intervallet $[0,1]$ där 1 betyder att biodiversiteten inte påverkas alls och 0 betyder att ingreppet är totalt förödande för den biologiska mångfalden.

CMB0 uppskattas innan ingreppet vid tiden t_0 och CMB1 efter vid tiden t_1 . Detta ger förändringarna i Q.

Att sätta ett värde på nyckelfaktorernas status och relativa vikt är ofta det största problemet och innebär i åtminstone någon aspekt en subjektiv bedömning.

Michelsen har i sin studie valt ut tre nyckelfaktorer baserade på tillgänglig data och teorin att de viktigaste faktorerna för förlust av biodiversitet i skogen är minskad andel döda träd och förlust av skogsmarker rika på mångfald (Hanski & Walsh, 2004). Nyckelfaktorerna är: andel döda träd, avsatt area och främmande arter. Dessa faktorer är dock inte oberoende av varandra, särskilt avsatt area har betydelse för värdet på de andra parametrarna.

Nyckelfaktorn **Andel död ved**: Andel död ved i brukad skog är avsevärt mindre än volymen död ved i opåverkad skog. I brukad skog i Norge är andelen $8,3 \text{ m}^3/\text{ha}$ (refererad i Michelsen, 2007), vilket är betydligt mindre än de $20 \text{ m}^3/\text{ha}$ som bedöms vara nödvändigt för att förhindra utrotning av arter (Hanski & Walsh, 2004). Michelsen har föreslagit följande indelning vid gradering av nyckelfaktorns status (Tabell 1)

Tabell 1 Gradering av nyckelfaktorn Andel död ved (Michelsen, 2007)

m³/ha	Status
> 20	0
10-20	1
5-10	2
< 5	3

Nyckelfaktorn **Avsatt areal**: I brukad skog existerar inte den vanliga dynamiken med stormfällda träd, skogsbränder etc. Det är därför viktigt att avsätta arealer där skogen kan utvecklas naturligt. Förutom areal avsatt skog är det naturligtvis viktigt att det är olika typer av skogsmark som bevaras för att ge största möjliga mångfald. Michelsen antar att de avsatta arealerna är del av en bevarandeplan där olika typer av mark inkluderas, dvs arealerna blir representativa för olika markslag. 10% bedöms vara tillräckligt för bevarandet av biodiversiteten (Hanski & Walsh 2004). Detta stämmer också relativt väl överens med vad Angelstam & Mikusinski (2001) kom fram till, där andelen skog som bör bevaras är 12% för den mellansvenska skogen inom vilket område Sjöängen befinner sig.

Michelsen har föreslagit följande indelning för gradering av nyckelfaktorns status (Tabell 2).

Tabell 2 Gradering nyckelfaktor Avsatt areal (Michelsen, 2007)

%	Status
10	0
6-10	1
1-6	2
< 1	3

Nyckelfaktorn **Främmande arter**: Då nya arter introduceras riskerar de att förändra hela ekosystemet. Michelsen (2007) har föreslagit följande gradering av nyckelfaktorns status (Tabell 3).

Tabell 3 Gradering av nyckelfaktorn Främmande arter (Michelsen, 2007)

%	Status
0	0
0-10	1
10-25	2
> 25	3

Michelsen har i sin studie inte viktat nyckelfaktorerna mot varandra utan antagit att de alla är lika betydelsefulla. Andra möjliga nyckelfaktorer föreslagna i rapporten är avverkningsregim, trädslagssammansättning, förnyngningsmetod, dikning, skogsvägsdensitet och andel stora träd.

Tids- och areaaspekterna

Den area som påverkas och den tidsperiod som markanvändningen påverkar arean måste också uppskattas. För skogsbruk har Michelsen (2007) definierat dessa som den tid och den area som behövs för återtillväxt av skördad skog. Vid den sammanvägda bedömningen av markkvaliteten har Michelsen gjort följande antaganden. Skogen i studien befinner sig inte längre i sitt naturliga tillstånd efter århundraden av skogsbruk. Det naturliga tillståndet har markkvaliteten ES*EV, dvs CMB är 1, helt opåverkad biodiversitet. Återhämtningstiden är lika lång som rotationstiden, dock torde detta vara en underdrift.

2.8.2 Biotopmetoden

En annan metod som kan användas vid kvantifiering av markanvändningens påverkan på biologisk mångfald är biotopmetoden (Kyläkorpi m.fl., 2005). I denna metod jämförs markens biotoper i fråga om arealfördelning och kvalitet före och efter en ny nyttjandeform. Detta bygger på antagandet att förändringar av biotoper motsvarar de förändringar av biologisk mångfald som uppstår. Uppkommen markpåverkan delas in i tre nyttjandeformer.

1) Byte av markanvändning som innebär att biotopen ändras så att befintliga arter missgynnas och nya kan etablera sig. 2) Påverkan på biotop, som innebär ett pågående marknyttjande med ändrade förutsättningar för det befintliga ekosystemet. 3) Borttagande av biotop, som innebär att förutsättningen för att åtminstone ytlevande organismer ska kunna finnas på platsen försvinner. Biotopmetoden genomförs i fyra steg:

1. Fastställande av systemgränser samt arealberäkning
2. Identifiering av biotoper
3. Indelning av biotoper i fyra kategorier
4. Sammanställning, resultatredovisning

Avgränsningar

I det första steget skall systemgränserna definieras både tidsmässigt och geografiskt på motsvarande sätt som i en LCA. I biotopmetoden finns ett *före* och ett *efter*. *Före* bör tidsmässigt ligga så nära införandet av den nya markanvändningen som möjligt och *efter* bör ligga så pass lågt fram i tiden att en viss återhämtning har hunnit infinna sig. Syftet med metoden är att studera marginaleffekter, det vill säga endast de förändringar som blir följden av den studerade markförändringen beaktas. Vad som gjorts i området tidigare inkluderas ej vilket innebär att inget ”naturligt” tillstånd måste definieras. Den geografiska yta som studeras är i biotopmetoden endast den av projektet direkt påverkade.

Biotopidentifiering

I det andra steget skall biotop typerna för *före* och *efter* den nya markanvändningen definieras. Så mycket data som möjligt om de aktuella biotoperna tas fram med hjälp av olika identifieringssystem som *CORINE land cover* och *Svenska Naturtyper (Natura 2000)*. Idealiskt är att också ha god tillgång till flygbilder och kartmaterial för både *före* och *efter* samt att det ofta är möjligt att göra platsbesök.

Biotopindelning

Biotoperna skall i det tredje steget delas in i fyra grupper; kritisk biotop (KB), sällsynt biotop (SB), allmän biotop (AB) och teknotop (T). Detta skall göras för både *före* och *efter* scenariot och syftet är att kunna se hur fördelningen mellan biotopgrupperna förändras med ny markanvändning. Biotoperna definieras som följer enligt Vattenfall (2005).

En **kritisk biotop** definieras som: ”*En kritisk biotop är ett område som från en samlad bedömning av biotopens struktur, artinnehåll, historik och fysiska miljö idag har en mycket stor betydelse för flora och fauna. Där finns eller kan förväntas finnas rödlistade arter.*”

En **sällsynt biotop** definieras som: ”*Biotop som avviker från omkringliggande miljöer genom hög artrikedom, förekomst av för regionen ovanliga arter eller förekomst av nyckelelement.*”

En **allmän biotop** definieras som: ”*Övriga biotoper, dvs de som inte kan hänföras till någon av de övriga kategorierna.*”

En **teknotop** definieras som: ”*Ytor utan förutsättningar för biologisk produktion (t.ex. hårdgjorda ytor och byggnader)*”

Vid indelningen av biotoperna används olika indikatorer. Indikatorn rödlistade arter, dvs arter som riskerar att försvinna inom en mer eller mindre snar framtid, används främst vid indelning i KB. Nyckelelement, även kallade nyckelfaktorer, innebär faktorer som indikerar en hög biologisk mångfald som exempelvis förekomst av kvarlämnade döda träd i skogen kan indikera på en sällsynt biotop. Områden som är skyddade, exempelvis nationalparker, naturreservat, naturvårdområden med flera, bedöms oftast vara sällsynt eller kritisk biotop. Det är även möjligt att använda andra naturvärdesbedömningar som är gjorda vid olika inventeringar av till exempel våtmarker och urskogar gjorda av bland annat Länsstyrelsen och Naturvårdsverket.

Standardlista och indelningsnyckel

När inventeringsmaterial saknas finns det möjlighet att använda en områdesanpassad standardlista anpassad efter hur biotop typerna generellt bedöms i det studerade området. Detta alternativ kräver dock att de påverkade arealerna kunnat identifieras. Saknas även detta kan en indelningsnyckel användas. Indelningsnyckeln definierar en viss procent för

varje biotopkategori. (Tabell 4) Nycklarna är konstruerade så att de kritiska och sällsynta biotoperna inte skall underskattas i *före* scenariot och inte överskattas i *efter*.

Tabell 4 Indelningsnycklar (Vattenfall, 2005)

Biotopkategori	Före scenario %	Efter senario %
T	Uppmätt	X
KB	40	0
SB	40	0
AB	20	100-X

Resultatredovisning

Kvaliteten på det redovisade resultatet delas in i olika kvalitetsnivåer, A, B och C, beroende på hur pass mycket inventeringsmaterial det finns att tillgå och om standardlistor och indelningsnycklar har använts. Resultatet skall vidare kopplas till den funktionella enheten som kan vara exempelvis kWh el. Resultatet skulle då exempelvis kunna uttryckas som påverkad area i m² per erhållen nytta i kWh el.

3 METODBESKRIVNING

3.1 TYPFALL

Vid val av typfall var det önskvärt att marken var så typisk och representativ som möjligt och att alla tänkta scenarier var realistiskt tillämpbara. Typfallet fastställdes till att innefatta en skogsklädd dikad torvmark med produktiv skog, det vill säga tillväxten överstiger 1 m^3 skog per hektar och år, och ett torvtäcke som är djupt nog att möjliggöra torvbruk, vilket innebär över 1 meter. Dessutom skall dikena på torvmarken vara i behov av restaurering och skogen vara avverkningsmogen. Platsen skall inte innehålla en alltför värdefull biologisk mångfald utan vara relativt trivial.

3.2 FALLSTUDIEOMRÅDE

I detta projekt har Sjöängen utanför Tierp i Uppland valts som fallstudieområde. Sjöängen är ett ca 175 ha stort område av dikad skogsmark på ett kärrtorvlager med cirka två meters mäktighet. Skogen består av relativt täta bestånd av tall och gran med påtagliga inslag av björk (Figur 4). Området är relativt homogent men skogen är av olika slag och befinner sig i olika tillväxtstadier i olika delar av området, varför beräkningarna har underlättats genom val av ett delområde som domineras av drygt 100-årig tallskog. Medelboniteten för delområdet är fyra kubikmeter skog per ha och år. Markens nuvarande användning är skogsproduktion.



Figur 4. Sjöängen Foto: Eva Romell

3.3 SYSTEMGRÄNSER

Livscykelanalys genomfördes för tre olika scenarier som sedan jämfördes. Tidsperspektivet var en produktionscykel för skog från planta till avverkning. Beräkningarna genomfördes för 1 ha mark från fallstudieområdet, undantaget för biologisk mångfald där hela området togs i beaktande. I studien antogs att all torv användes i värmekraftverk för energiproduktion. Ingående processer var

- Dikningsåtgärder; restaurering, nygrävning och igenläggning utförda med grävmaskin på 1 ha mark.
- Energiproduktion; framställning, transporter och förbränning motsvarande den mängd som kunde utvinnas från torv på 1ha mark
- Kvävegödsling; framställning, transport till platsen och spridning motsvarande den mängd gödsel som krävdes för att producera den mängd skog som erhöles på 1ha mark.
- Markemissioner från 1ha mark.

10 % av tillförd kvävegödsel antogs tas upp direkt av träden, övriga 90 % antogs bidra till övergödningen av marken. Hur stor andel som togs upp direkt av marken och hur stor andel som urlakades till vattendrag beaktades ej. Ingen studie gjordes över var askorna från kol- och torvförbränningen hamnade. Skogsbrukets resursförbrukning och emissioner, undantaget kvävegödslingen, antogs vara identiska för de tre scenarierna vid produktion av samma stamvolym. Resursförbrukning och emissioner vid produktion av arbetsmaskiner, transportmedel, kraftverk och andra anläggningar är inte inkluderad i systemet. Ingen hänsyn har tagits till eventuell framtida förändring av klimatet, av produktionsätt, av emissioner från värmekraftverk.

3.3.1 Funktionell enhet

Funktionell enhet är den stamvolym [m^3] plus den mängd energi [MJ] systemet genererar per hektar mark under en hundraårsperiod. Den funktionella enheten skall vara identisk för alla scenarier så att nyttan de producerar blir densamma. Beräknad utifrån torv- och stamvolymstillgång för 1 ha mark från fallstudieområdet Sjöängen, se beräkningar nedan, ger detta;

Funktionell enhet per ha och 100-årsperiod

- Energi $6,48 \cdot 10^7$ MJ
- Stamvolym $365 m^3$

En översiktlig sammanställning över de nyttor systemet producerar för respektive scenario presenteras i Tabell 5.

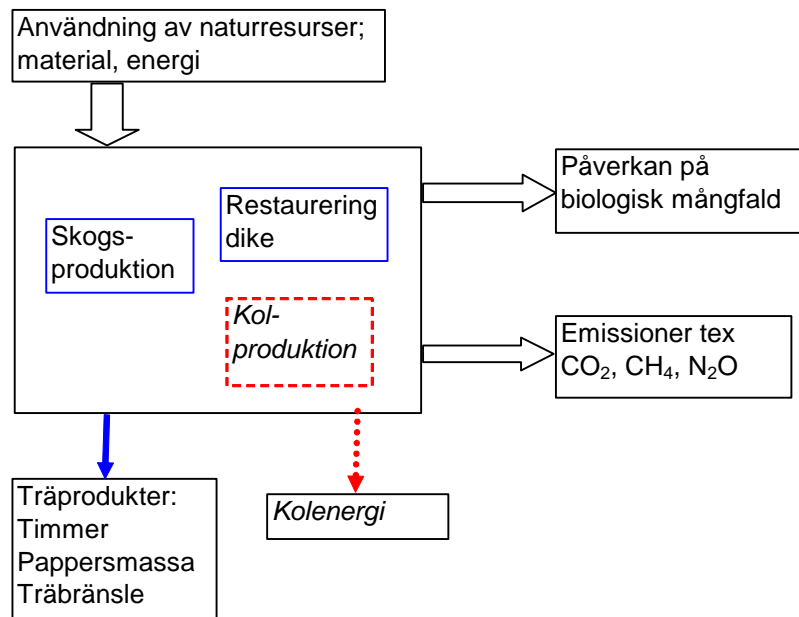
Tabell 5 Sammanställning över de nyttor systemet producerar för respektive scenario

Nytta	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Stamvolym	Skogsproduktion på fallstudieområde	Skogsproduktion på fallstudieområde Kompensationsprod. av skog med kvävegödsling	Kompensationsprod. av skog med kvävegödsling
Energi	Kolproduktion	Torvproduktion på fallstudieområde	Kolproduktion

3.4 SCENARIO 1: SKOGSBRUK

I det första scenariot används marken för skogsproduktion (Figur 5). Detta är den användning marken har i dagsläget och representerar på så sätt ett sorts nollalternativ. Dock måste diken underhållas och rensas eftersom de är eftersatta och delvis igenvuxna. Fallstudieområdet har dikad mark som antas vara optimal med dikesavstånd på 40 meter (Bergkvist, 2007) vilket ger en total sträcka om 250 meter dike per hektar. Dikning sker med hjälp av grävmaskin och antas genomföras två gånger under en livscykel. Skogen, som består av tall med inslag av gran och björk, avverkas vartefter marken bereds och ny skog planteras. Skogen antas sedan ha samma förutsättningar för tillväxt och skötas på motsvarande sätt under följande produktionscykel, för denna tallskog ungefär 100 år, så att den ånyo ger samma volym avverkad skog. I skötseln ingår troligtvis röjning och gallring, dock ingen gödsling. Den mängd skog per ha som erhålls under en hundraårsperiod är här beräknad som boniteten gånger 100 år, med ett procentuellt bortfall för självgallring. Det här systemet producerar virke som används till timmer, pappersmassa och träbränsle i värmekraftverk. Torven lämnas obruten, varför ingen energi från torv erhålls ur systemet. Denna mängd energi, beräknad till $6,48 \cdot 10^7$ MJ se scenario 2, måste ersättas med ett annat energislag. Här har kol valts eftersom det är ett annat fossilt bränsle med liknande förbränningstekniska egenskaper (SCB, 2007). De markemissioner som uppstår från dikad skogsbeklädd torvmark under 100 år är också inkluderade i systemet.

Scenario 1: Skogsbruk

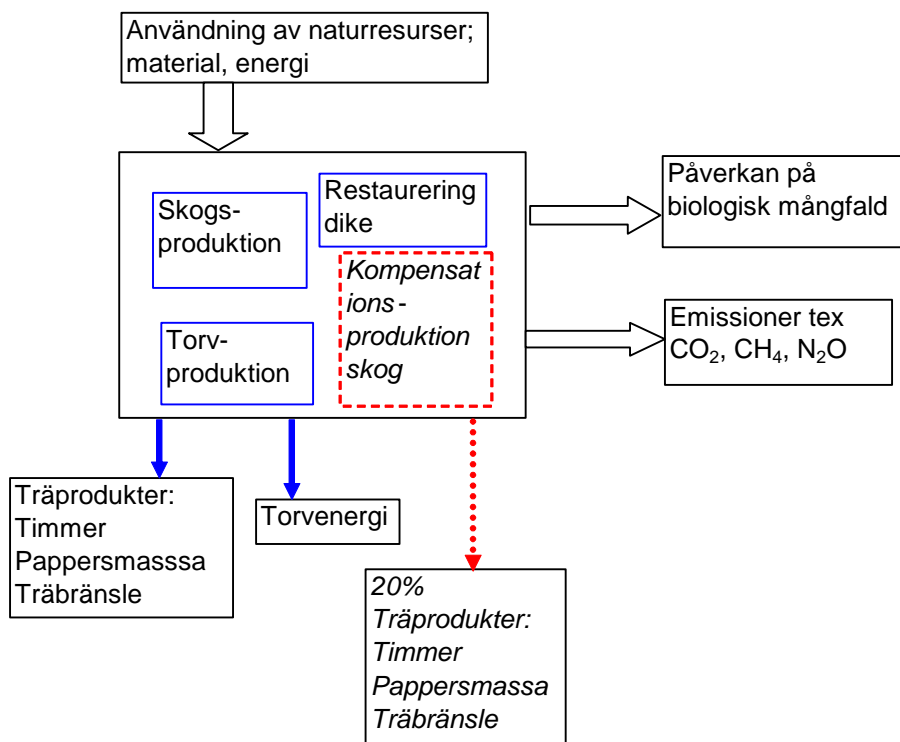


Figur 5. Systemgränser för skogsproduktion scenariot. Kolproduktion innebär produktion och förbränning av kol. Streckad ram indikerar att processen inte sker på fallstudieområdets torvmark.

3.5 SCENARIO 2: TORV- OCH SKOGSBRUK

I det andra scenariot används skogen för torv- och skogsproduktion (Figur 6). Skogen avverkas på samma sätt som i scenario 1 och dikena rensas. Dessutom måste fler diken grävas för att ytterliggare dränera marken inför torvbrytningen. Med ett dikesavstånd på 20 m (Uppenberg m.fl., 2001) ger detta en total sträcka om 500 m dike per ha. Efter brytning antas inga fler dikningsåtgärder vara nödvändiga varför endast en dikning under livscykeln är nödvändig. Torvbrytningen antas pågå i 20 år vartefter marken planteras med skog och skogsproduktion återupptas med viss förskjutning mot scenario 1. Skogens produktivitet antas vara likvärdig. Ur systemet erhålls förutom stamved även energi i form av torvbränsle. Den mängd torv som erhålls vid torvbrytning är beräknad till 18000 m³/ha. Ett två dm tjockt torvlager antas lämnas kvar då brytningen avslutas (Holmgren, 2006). Vid ett energiinnehåll på 12 MJ/kg (SCB, 2007) och en densitet på 300 kg/m³ (SCB, 2007) ger detta 6480000 MJ/ha. Torven torkas i stackar på platsen och transporteras sedan med lastbil 55 km till värmeverk i Uppsala (antagande). Vid transport med lastbil som kan frakta 14 ton krävs totalt 1125 stycken transporter per hektar bruten torv under hela produktionen under förutsättning att lastbilen alltid är fullastad. Kompensation behöver göras för det produktionsbortfall av skog torvbrytningen ger upphov till jämfört med scenario 1 genom förskjutningen i tid, här uppskattad till 20 år. Därför måste en viss andel av virket som här blir 20 % ersättas med kompensationsproducerad skog, se scenario 3. Emissioner från marken beräknas under torvbrytning, en 20 års period, och efter torvbrytning i 80 år.

Scenario 2: Torv- och skogsbruk

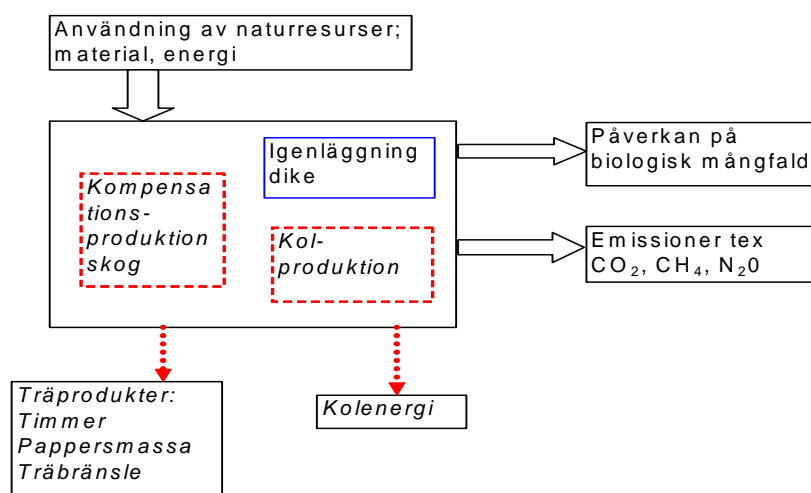


Figur 6. Systemgränser för torv- och skogsproduktion scenariot. Streckad ram indikerar att processen inte sker på fallstudieområdets torvmark.

3.6 SCENARIO 3: ÅTERSTÄLLD VÅTMARK

I det tredje scenariot bevaras skogen och skogsproduktionen upphör och ingen torv bryts (Figur 7). Dikena läggs igen genom ”proppar” som stoppar upp vattendränningen. Cirka 10% av energiåtgången för dikesrensning antas krävas för igenläggningen. Varken torv eller virke erhålls följaktligen ur systemet varför dessa produkter måste kompenseras. Torvenergin kompenseras på motsvarande sätt som i scenario 1 det vill säga genom kolenergi. Även träprodukterna från skogsproduktion måste ersättas eftersom ingen skog avverkas i detta scenario. Här har valts att ersätta stamvolymen genom kompensationsproduktion av skog på annan mark där skogsbruk redan bedrivs och där kvävegödsling sker för att öka produktionen. Den mängd skog som erhålls från Sjöängen per ha beräknas som boniteten gånger 100 år minus ett visst bortfall för självgallring. Detta ger en volym på ca 395 m³ skog. Vid kvävegödsling rekommenderas en giva om 150 kg kväve per hektar och tillfälle samt en för området rekommenderad maximal gödsling om 300 kg per ha och produktionscykel (Skogsstyrelsen, 2005). Det gödselmedel som används heter Skog-CAN och tillverkas av Yara i Rostock varifrån det fraktas med fartyg till Norrköping där det vidaretransporteras med lastbil. Skog-CAN består till 27,2% av kväve och innehåller även kalcium. Rekommenderad dos är 550 kg Skog-CAN per ha och tillfälle (Yara, 2008). Tillväxtökningen för kvävegödsling har antagits till 15 m³sk/ha under en 10 års period för ett gödslingstillfälle (Skogsstyrelsen, 2005) vilket ger 30 m³sk/ha med maximal giva, dvs två gödslingstillfällen, under en 20-års period. Detta gör att det krävs drygt 13 ha för att producera önskad volym skog med hjälp av kvävegödsling och den totala mängden Skog-CAN som åtgår är 14,5 ton. Gödseln antas spridas på konventionellt sätt med helikopter och traktor. Bränsleåtgången uppskattas till 20 l/ha, hälften är diesel och hälften är bensin, enligt statistik för bränsleförbrukning inom skogsbruket (Energimyndigheten, 2007.) Gödsling med kväve ger även en inbindning av kol i marken på grund av ökad produktion av biomassa, vilken har räknats in på berörda arealer. Även i detta scenario har emissioner från marken för en 100-årsperiod uppskattats.

Scenario 3: Återställd våtmark



Figur 7. Systemgränser för återskapad våtmark scenariot. Streckade ramar indikerar att processerna sker någon annanstans än på fallstudieområdets torvmark.

3.7 MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING

För att göra resultaten mer överskådliga aggregerades informationen från inventeringen i olika miljöpåverkanskategorier. De kategorier som redovisas är klimatpåverkan, övergödning, försurning, bildande av foto-oxiderande ämnen, eko-toxicitet, human-toxicitet och abiotisk resursförbrukning. Dessutom genomfördes normalisering baserat på Västeuropeiska medelvärden från 1995 (Guinée, 2002) och viktning baserat på eko-taxor (Finnveden m.fl., 2006).

3.7.1 Klimatpåverkan

Den globala uppvärmningen orsakas av en rad växthusgaser där koldioxid, metan och lustgas är de som är av störst intresse för detta projekt eftersom de bland annat bildas i våtmarker. Växthusgaserna absorberar den infraröda strålningen i atmosfären och hettar därmed upp den. De olika gaserna är olika effektiva vad gäller att absorbera strålning. Lustgas absorberar exempelvis flera hundra gånger mer strålning än koldioxid. Vid miljöpåverkanbedömning av klimatpåverkan tas hänsyn till detta genom att gaserna räknas om till GWP (Global Warming Potential). GWP innebär att gasernas potentiella uppvärmningsförmåga räknas om i kilogram koldioxidekvivalenter per kilogram utsläppt gas (Baumann & Tillman, 2004).

3.7.2 Övergödning

Övergödning orsakas av kväve och fosfor som i regel är de tillväxtbegränsande ämnena. Fosfor är oftast det begränsande ämnet för ekosystemet i sjöar medan kväve begränsar i terrestra och marina system. De övergödande ämnena tillförs ekosystemen i första hand från avlopp, jordbrukets gödsling och atmosfärisk deposition av NO_x. Karaktäriseringsfaktorn baseras på hur mycket syre som konsumeras vid bildandet av biomassa och anges i kg PO₄³⁻ per kg utsläpp (Baumann & Tillman, 2004).

3.7.3 Försurning

Försurning orsakas i första hand av SO₂, NO_x, HCl och NH₃ som tillförs marken via surt regn, snö och dagg. Försurning orsakar utlakning av toxiska metaller, skogsförstörelse, fiskdöd i försurade sjöar och vittring av byggnader och monument. Effekten beror på hur försurningskänsligt området är och där faktorer som buffringskapacitet och klimat har betydelse. Försurningspotentialen är alltså platsspecifik och karaktäriseringsfaktorerna måste vara framtagna för just det berörda området för att ge en riktigt bra uppskattning. Karaktäriseringsfaktorerna definieras som mängd H⁺ joner per kg ämne relativt SO₂. Detta har mätts upp för Schweiziska förhållanden och anges i kg SO₂ ekvivalenter i Schweiz per kilogram utsläpp (Baumann & Tillman, 2004).

3.7.4 Bildande av foto-oxidanter

Marknära ozon och andra typer av foto-oxiderande ämnen som exempelvis aldehyder bildas av NO_x och kolväten i den lägre atmosfären under inverkan av solstrålning. Det marknära ozonet orsakar skador på luftvägar och växtlighet. Karaktäriseringsfaktorn POCP (The Photo Oxidant Creation Potential) anges som kg etylenekvivalenter vid höga eller låga bakgrundsvärden av NO_x (Baumann & Tillman, 2004).

3.7.5 Eko-toxicitet

Många olika ämnen bidrar till eko-toxiciteten. Ett ämne kan påverka flera olika system på skilda sätt, varför eko-toxiciteten är uppdelad och definierad för olika miljöer. Toxiska ämnen som hamnar i miljön stannar sällan i den recipient det först släpptes ut i utan tenderar att spridas vidare till andra system där de riskerar att orsaka ännu större skada (Guinée, 2002). En metod som används vid karakterisering av eko-toxicitet är USES-LCA

metoden (Guinée m.fl., 1996). Denna metod bygger på analys av de toxiska ämnenas öden i olika ekosystem. Inom USES-LCA finns karakteriseringsfaktorer för akvatisk och terrester toxicitet. Den akvatiska toxiciteten delas vidare upp i marin- och sötvattens- toxicitet och i marina- respektive sötvattenssediment toxicitet (Baumann & Tillman, 2004).

Karaktäriseringsfaktorn Eko-toxicitets potential (ETP) är summan av den toxiska effekten vid exponering till ett givet ekosystem av ett visst ämne multiplicerat med en faktor som representerar transporten via den intermediära recipienten. ETP definieras ofta relativt ett referensämne. Resultaten anges i kg 1,4-diklorbenzene ekvivalenter per kg förorenande ämne (Guinée, 2002).

3.7.6 Human-toxicitet

Liksom för eko-toxicitet är det många olika ämnen som påverkar den mänskliga hälsan. USES-LCA metoden används även för karaktärisering av påverkan på mänsklig hälsa. Metoden bygger på analys av ämnenas uppehållstid och transport processer i miljön liksom exponering i form av intagen mängd av det giftiga ämnet och effekt (Guinée, 2002). Karaktäriseringsfaktorn Human toxicity potential (HTP) anges i kg 1,4-diklorbenzene ekvivalenter per kg förorenade ämne.

3.7.7 Abiotisk resursförbrukning

Abiotiska resurser är resurser av icke biologiskt ursprung som malm och råolja. Förbrukning av ändliga resurser leder till utarmning. Hur miljöpåverkansbedömning av abiotiska resurser skall utföras är omdebatterat (Baumann & Tillman, 2004). Det finns ett flertal olika karaktäriseringsmetoder varav alla är mer eller mindre ofullständiga eftersom de endast täcker in ett fåtal resurser. Den karaktäriseringsfaktor som använts här är exergiinnehåll angivet i [MJ/kg] enligt en metod av Finnveden & Östlund (1996)

3.7.8 Normalisering

Normalisering ger en uppfattning om den relativa betydelsen av miljöpåverkan från de olika kategorierna. Resultaten från respektive miljöpåverkanskategori divideras med en normaliseringsfaktor som bygger på exempelvis den totala påverkan för kategorin inom en region (Bauman & Tillman, 2004). Här har Västeuropeiska genomsnittsvärden från 1995 (Guinée, 2002) använts. Värdena är angivna i kg karaktäriseringsekvivalenter per år och anger den totala miljöpåverkan för respektive kategori orsakade av utsläpp från hela Västeuropa. Denna studies utsläpp är summerade över en 100 års period och har därför behövt divideras med hundra för att få utsläpp per år. Dock erhålls då endast genomsnittliga värden. Emissionerna av kol och torv torde uppkomma i huvudsak under de första 20 åren, den tid torvbrytningen pågår.

3.7.9 Viktning

Viktning är en metod för att jämföra betydelsen av och slå samman resultaten från miljöpåverkanskategorierna till ett enda värde så att den sammanlagda påverkan från olika scenarier kan jämföras. Viktningen går till så att varje miljöpåverkanskategori tilldelas ett värde som resultatet multipliceras med vartefter alla kategorier summeras. Det finns olika viktningmetoder där viktningensvärdena bygger på olika mer eller mindre subjektiva faktorer som ekonomiska värderingar och utlåtande från expertpaneler (Baumann & Tillman, 2004). Andra varianter kan vara skillnader mellan aktuella föroreningsnivåer och målnivåer definierade av myndigheter och dylikt. Viktning får ofta kritik för att vara subjektiv och resultatet oöverskådligt då data är aggregerad till ett enda värde. Dock kan det vara intressant som en jämförelse mellan olika scenarier. I denna studie valdes en viktningmetod kallad ecotax02 (Finnveden m.fl., 2006). Denna metod bygger på de miljöskatter som finns pålagda ämnen som är skadliga för miljön, tanken bakom detta är att skatterna avspeglar de värderingar samhället har avseende utsläpp. Skatterna som använts är

från 2006. Två olika värden räknades fram, ett för de högsta skatterna pålagt ett ämne inom kategorin (ecotax max) och ett för de lägsta (ekotax min). Detta innebär att abiotiska resurser försvinner ur ecotax min eftersom det inte är någon skatt alls på viss typ av naturgas (Finnveden m.fl., 2006).

3.8 KÄNSLIGHETSANALYS

Vid känslighetsanalysen studeras hur ett alternativt handlingsätt och alternativa indata påverkar resultatet (Baumann & Tillman, 2004). Eftersom miljösystemanalysen har visat att utsläppen från torv- och kolförbränning har den i särklass största påverkan på de slutliga emissionsmängderna för mer eller mindre alla ämnen så kan det vara av intresse att studera vilken inverkan på resultatet ett alternativt ersättningsbränsle har. Istället för kol skulle det vara tänkbart att använda andra fossila bränslen som olja och naturgas. Även biobränsle i form av träbränsle är ett tänkbart alternativ. När det gäller träbränslealternativet är perspektivet att en utökad trädbiomassa krävs för att inte brister som behöver ersättas uppstår. Detta gäller till exempel om timmer som skulle ha använts till virke istället blir träbränsle och denna brist då skulle ha nödgats ersättas med betong eller dylikt. Produktionsökningen erhålls liksom i scenarierna med hjälp av kvävegödsling. Andra alternativ på känslighetsanalyser som dock ej utfördes i denna studie skulle kunna vara att använda ett alternativt kvävegödsel, exempelvis slam från reningsverk.

Här har en jämförelse gjorts mellan olika typer av bränsle, nämligen olja och naturgas i scenario 1 och torvbränsle i scenario 2. Dessutom har alternativa emissionsvärden erhållna från SimaPro7, BUWAL250 (1996) för kol använts.

3.9 KVANTITATIV ANALYS AV BIOLOGISK MÅNGFALD

Påverkan på den biologiska mångfalden har behandlats för sig då denna inte varit möjlig att beräkna på motsvarande sätt som emissioner till luft och vatten. Det är ett mycket komplext och omfattande arbete att försöka kvantifiera biologisk mångfald. Det är inte möjligt att få en helt objektiv resultat då många subjektiva bedömningar är invävda i systemet. Följande försök till kvantifiering är endast översiktliga skisser på hur problemet skulle kunna lösas och får inte ses som någon fastställd ”sanning”. Allt beror på vilka referensramar som används. Dock ger tillämpningarna en inblick i hur en jämförelse mellan scenarierna kan se ut. Observera att fokus ligger på jämförelser mellan de olika handlingsalternativen. Det är inte möjligt att ta dessa resultat och jämföra med ett annat markområde.

3.9.1 Tillämpning av Michelsens metod på fallstudie

Michelsens metod tillämpades på Sjöängen med motsvarande tillvägagångssätt, om än med en del modifieringar.

Ecosystem Scarcity (ES)

Ecosystem Scarcity beräknas genom ekvation (1). Som A_{max} valdes Sveriges landyta och som A_{pot} för respektive scenario de arealer som finns i Sverige av 1) dikad skogsklädd torvmark (torv >30cm), 2) dikad skogsklädd torvtäckt mark (torv <30cm) och 3) sumpskog med torv. Se vidare diskussion kap 4.12.1.

Scenario 1: Dikad skogsklädd torvmark upptar en total area av 1,5 miljoner ha (SOU, 2002) av Sveriges totala yta på 41,1 miljoner ha. ES1 beräknas enligt ekvation (6)

$$ES1 = 1 - \frac{A_{pot}(\text{dikad_skogsklädd_torvmark})}{A_{max}(\text{Sveriges_landareal})} \quad (6)$$

Scenario 2: Skogsklädd mark med < 30 cm torvtäcke uppgår till 3,35 miljoner ha (SOU, 2002) och ES2 beräknas enligt ekvation (7)

$$ES2 = 1 - \frac{A_{pot}(\text{dikad_skogsklädd_torvtäckt_mark})}{A_{max}(\text{Sveriges_landareal})} \quad (7)$$

Scenario 3: Sumpskog med torvlager >30 cm har en totalareal på 0,88 miljoner ha (SOU, 2002). ES3 beräknas enligt ekvation (8)

$$ES3 = 1 - \frac{A_{pot}(\text{sumpskog})}{A_{max}(\text{Sveriges_landareal})} \quad (8)$$

Ecosystem Vulnerability (EV)

Vilka värden på EV som skall tillämpas råder det stor osäkerhet om, se vidare diskussion kap 4.12.1. Här valdes EV att få värdet 1 för alla markanvändningsalternativ.

Conditions for Maintained Biodiversity (CMB)

Samma nyckelfaktorer som Michelsen använde, det vill säga andel död ved, avsatt area och andel främmande arter, användes i denna studie. Dessutom är ytterligare två nyckelfaktorer som ansågs relevanta för just den typ av mark som projektet avsåg medräknade. Dessa är dikning och andel kvarlämnad torv.

Nyckelfaktorn Andel död ved, KFdv:

Scenario 1 och 2: För hela Sverige finns 180 miljoner m³ död ved, vilket fördelat på totala skogsarealen ger 6,6 m³/ha enligt *Skogsstatistisk årsbok* (Loman, 2008). Samma källa anger för Svealands del 32,6 miljoner m³ död ved totalt och 5,5 m³/ha. Enligt Michelsens gradering ger detta nyckelfaktorn KFdv värdet 2.

Scenario 3: För våtmark borde andelen död ved med tiden kunna öka till en naturlig frekvens eftersom den lämnas orörd. Detta ger graderingen 0 för denna nyckelfaktor.

Nyckelfaktorn Avsatt area, KFaa:

Scenario 1 och 2: I *Skogsstatistisk årsbok* (Loman, 2008) finns uppskattningar över avsatta arealer i Sverige. För hela Sverige finns skyddad skogsmark fördelat på 712 000 ha i nationalparker och naturreservat, 17 469 ha i biotopskydd, 22 238 skogsmark inom naturvårdsavtal och 1 167 000 ha frivilligt avsatta arealer. Detta ger totalt 1,92 miljoner ha. Den totala produktiva skogsmarken i Sverige uppgår till 22,9 miljoner ha. Detta betyder att den skyddade arealen motsvarar 8,3 % av Sveriges totala areal produktiv skogsmark. För Svealands del är fördelningen 99 000 ha i nationalparker och naturreservat, 5 716 i biotopskydd, 6 952 inom naturvårdsavtal samt 207 000 frivilligt avsatt vilket ger totalt 318 668 eller 6,1 % av arealen produktiv skogsmark som i Svealand uppgår till 5 197 000. Enligt Michelsens gradering hamnar då nyckelfaktorn avsatta areor KFaa på värdet 1.

Scenario 3: Av Sveriges totala arealer av våtmarker, 10 miljoner ha, är ca 600 000 eller 6% skyddade i myrskyddsplanen (Miljömålsportalen, 2008). Om samma skala tillämpas som för avsatt skogsareal får denna nyckelfaktor värdet 2.

Nyckelfaktorn Andel introducerade arter, KFia:

Scenario 1,2 och 3: Den enda främmande art som finns introducerad i svenska skogar i någon större omfattning är Contorta. Enligt *Skogsstatistisk årsbok* (Loman, 2008) finns

Contorta på omkring 0,7% av skogsarealen i hela Sverige, för Svealand är den siffran 0,3%. Med Michelsens gradering får denna nyckelfaktor KF_{ia} värdet 1 för alla scenarier.

Nyckelfaktorn Dikad mark, KF_{dm} :

En annat för området relevant nyckelfaktor är dikning där exempelvis avstånd mellan diken kan utgöra en graderingsskala (muntlig upplysning från Mats Olsson, 2008). På grund av osäkerhet om vilken indelning som bör vara relevant valdes för enkelhets skull endast en tvåskalig gradering i dikad och odikad mark. Dessa nyckelfaktorer fick värdena 3 och 0 respektive (Tabell 6).

Tabell 6 Gradering nyckelfaktorn Dikad mark

Dikad	Status
Ja	3
Nej	0

Nyckelfaktorn Andel torv, KF_{at} :

Andel kvarlämnad torv är förslag på ytterligare en nyckelfaktor för att få en uppskattning som även väger in denna relativt omfattande markförändring i markkvaliteten (muntlig upplysning från Mats Olsson, 2008). En skala skulle då kanske kunna se ut som i Tabell 7.

Tabell 7 Gradering nyckelfaktorn Andel torv

%	Status
100	0
>50	1
<50	2
0	3

För scenario 1 och 3 gav detta att nyckelfaktorn KF_{at} fick värdet 0, och 2 för scenario 2.

Någon viktning tillämpades inte.

CMB beräknades genom ekvation (5) och ser för samtliga scenarier och alla nyckelfaktorer ut som ekvation (9)

$$CMB_i = 1 - \frac{KF_{dv}_i + KF_{aa}_i + KF_{ia}_i + KF_{dm}_i + KF_{at}_i}{KF_{dv}_{max} + KF_{aa}_{max} + KF_{ia}_{max} + KF_{dm}_{max} + KF_{at}_{max}} \quad (9)$$

Tids och area aspekter

Tids- och area-aspekterna grundar sig på den funktionella enheten som i denna studie var per ha och rotationsperiod om 100 år. Därför blev tidsperspektivet $t_{rot}=100$ år. På motsvarande sätt skulle arean bli $A=1$ ha, inga beräkningar som inkluderar area utfördes emellertid i denna kvantifiering.

Markkvaliteten Q

Markkvaliteten beräknades först för ett referens scenario $Q_{ref}=ES \cdot EV \cdot CMB_{ref}$. Här innebar det scenario 1 med skogsbruk eftersom det är den markanvändning som råder innan en ny hantering av marken introduceras. Sedan beräknades $Q(t_{rot})=ES \cdot EV \cdot CMB(t_{rot})$ vilket är det värde på markkvaliteten som antas råda 100 år efter förändrad användning. Den förändrade markkvaliteten är differensen mellan referensscenariots markkvalitet och markkvaliteten vid t_{rot} för respektive scenario i , $\Delta Q = Q_i(t_{rot}) - Q_{ref}$

3.9.2 Tillämpning av biotopmetoden

Genom att använda tillgänglig data och de standardiserade indelningsnycklarna var det möjligt att göra en uppskattning enligt biotopmetoden av den påverkan på biologisk mångfald en markförändring skulle ge upphov till. Tillgänglig data bestod av en inventeringslista över växtarter erhållen från Johnny de Jong på Centrum för biologisk mångfald, SLU, samt Skogsstyrelsens inventering över nyckelbiotoper och sumpskog (Skogens pärlor, 2009).

Biotopindelning före-scenariot

Innan någon förändring av markanvändningen vidtagits kan indelningen mellan biotopkategorierna för ett *före*-scenario göras på följande sätt.

T: Till teknotop kan ett par vägar som skär genom området räknas, detta blir dock en förhållandevis mycket liten andel, uppskattad till 0,5%.

KB: Inga rödlistade arter finns med i inventeringslistan för Sjöängen, som dock ej är fullständig. En mindre areal i områdets utkant är klassat som nyckelbiotop (Skogens pärlor, 2009) Denna andel, som utgör cirka 1% av Sjöängens totala areal, klassas därmed som KB.

SB: Det finns cirka 3% i områdets centrala delar som klassats som naturvärdesområde (Skogsstyrelsen, 2009). Dessutom finns en del död ved i södra delen av området, kanske skulle denna del kunna indelas i sällsynt biotop med hänvisning till förekomst av nyckelelement. Dock är omfattningen av detta område inte känd.

AB: Större delen av området är klassad som sumpskog klass 4 (Skogsstyrelsen, 2009). Klass 4 faller inom ramen för AB (Vattenfall, 2005). Denna del, plus de delar som saknar indelning på skogsstyrelsens inventeringskarta och får räknas till AB, utgör tillsammans 95,5%.

Biotopindelning efter-scenariot

Biotopindelningen för *efter*-scenariot gjordes med hjälp av indelningsnycklar (se kap 2.8.2).

Scenario 1: Skogsbruk

Efter att skogen avverkats, på kortare sikt, försvinner sannolikt de naturvärden som är förknippade med området. De områden som är KB och SB blir då AB. På längre sikt kan marken dock tänkas återgå till samma stadium den befann sig i innan ingreppet så att indelningen återgår till att motsvara *före*-scenariot.

Scenario 2: Skogs och torvbruk

Under och alldeles efter torvbrytning upptas halva ytan av torvbrytning varför denna klassades som T. På längre sikt återplanteras marken med skog och indelningen antogs bli likadan som för skogsbruk scenariots långsikt.

Scenario 3: Återskapande av sumpskog

Eftersom igenläggningen sker i ett naturvårdande syfte var det önskvärt att kunna visa på en höjd markkvalitet, det vill säga högre procent KB och SB. Om nycklarna används delvis omvänt på så sätt att den standardiserande indelningsnyckeln för *före* scenariot får representera *efter* scenariot erhålls en indelning där KB och SB ökar i omfattning medan AB minskar, se kap 4.12.2.

4 RESULTAT OCH DISKUSSION

I avsnitten som följer redogörs för och diskuteras resultaten närmare för varje miljöpåverkanskategori. Därefter följer ett par avsnitt om normalisering och viktning där miljöpåverkanskategorierna sätts i relation till varandra, vartefter resultaten utvärderas i en känslighetsanalys. Resultatet för kvantifieringen av biologisk mångfald redovisas och diskuteras i ett avsnitt. Sist utvärderas metoden.

4.1 KLIMATPÅVERKAN

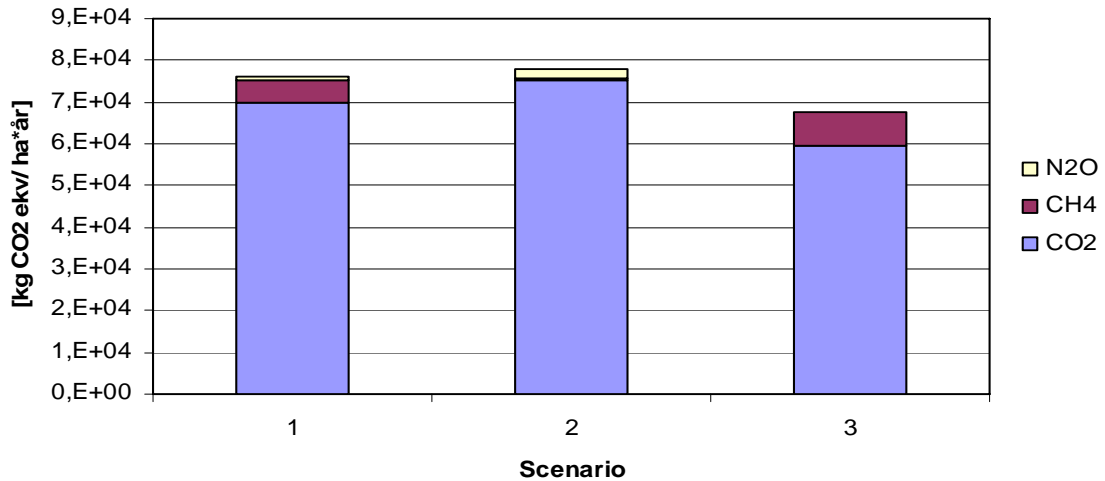
Sammanställning över respektive scenarios totala utsläpp av växthusgaser presenteras i Tabell 8. En jämförelse mellan scenarierna visar att koldioxidemissionerna var störst för scenario 2 med torvbruk. Detta beror på de högre emissionerna av koldioxid från torvförbränning, 106 g/MJ, jämfört med 94 g/MJ från kolförbränning.

Metangasemissionerna var högre från förbränning av kol än torv, därför hade scenario 1 och 3, där torven inte bryts och kol användes som bränsle, högre utsläpp av metan. Dessutom bidrog markemissionerna signifikant till utsläppen av växthusgaser. Metangasemissionerna är högre för odikad våtmark varför det också var scenario 3, återställd våtmark, som orsakade de största utsläppen av metangas. De största lustgasemissionerna summerade under den 100-årsperiod studien avsåg erhöles som emissioner från marken. Dessa är högst från dikad mark. Scenario 2 hade de största lustgas emissionerna. Dikningsåtgärder, det vill säga restaurering och nygrävning av diken i scenario 1 och 2 och igenläggning av diken i scenario 3 var de processer som stod för de minsta sammanlagda utsläppen. I sammanhanget var de försumbara.

Tabell 8 Emissioner av växthusgaser för respektive scenario och processer per 100 år

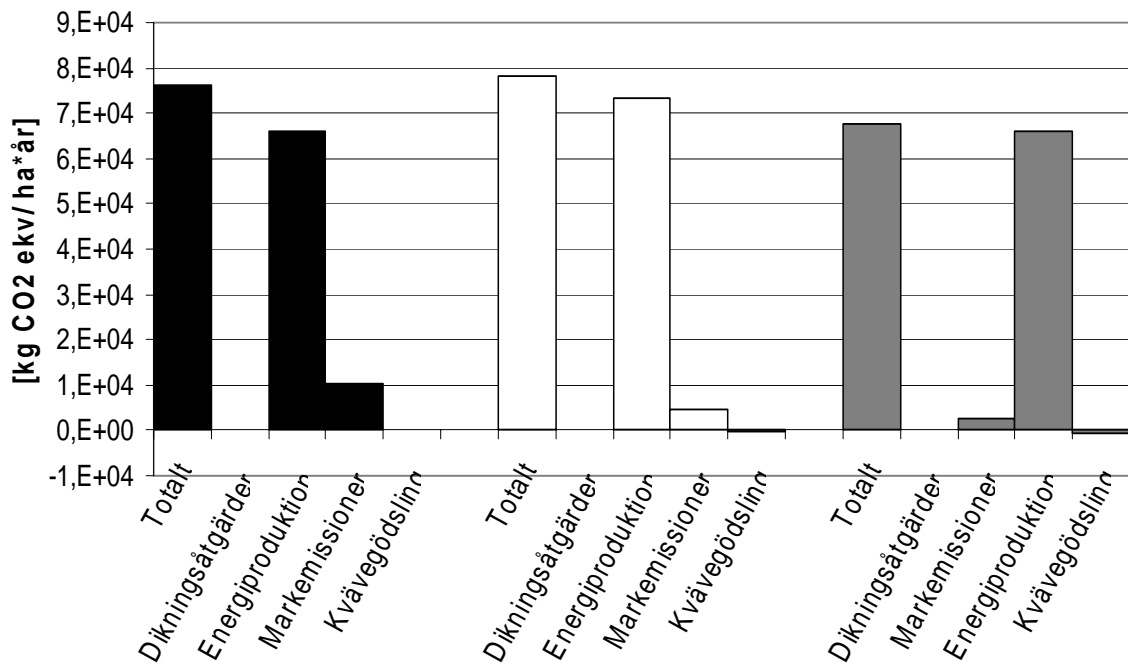
Emissioner	CO2	CH4	N2O
Enhet	G	g	G
Dikningsåtgärder (restaurering)	4,51E+04	2,86E-02	9,14E-01
Energiproduktion (Kol)	6,07E+09	2,46E+07	7,45E+03
Markemissioner	9,00E+08	2,10E+06	3,00E+05
Totalt scenario 1	6,97E+09	2,67E+07	3,07E+05
Dikningsåtgärder (grävning)	9,03E+04	5,71E-02	1,83E+00
Energiproduktion (Torv)	7,15E+09	1,28E+06	5,29E+05
Markemissioner	4,00E+08	4,00E+05	2,40E+05
Kvävegödsling	-1,60E+07	2,28E+03	1,48E+04
Totalt scenario 2	7,53E+09	1,69E+06	7,84E+05
Dikningsåtgärder (igenläggning)	1,49E+04	9,46E-03	3,03E-01
Energiproduktion (Kol)	6,07E+09	2,46E+07	7,45E+03
Markemissioner	-3,00E+07	1,30E+07	2,00E+04
Kvävegödsling	-8,00E+07	1,14E+04	7,40E+04
Totalt scenario 3	5,96E+09	3,76E+07	1,01E+05

Resultatet efter karaktärisering och uppdelning i miljöpåverkanskategorier visade för klimatpåverkan något högre GWP för scenario 2 med torv- och skogsbruk (Figur 8). Dock var skillnaderna relativt små mellan scenarierna. Scenario 3 med återställd sumpskog gav de minsta utsläppen. För detta scenario bidrog kvävegödsling till att dra ner totalpåverkan genom ett negativt värde på GWP som beror på en ökad inbindning av kol, och därmed koldioxid, i den gödslade marken. Koldioxiden var den växthusgas som bidrog allra mest till klimatpåverkan.



Figur 8. Klimatpåverkan, påverkande ämnen per scenario

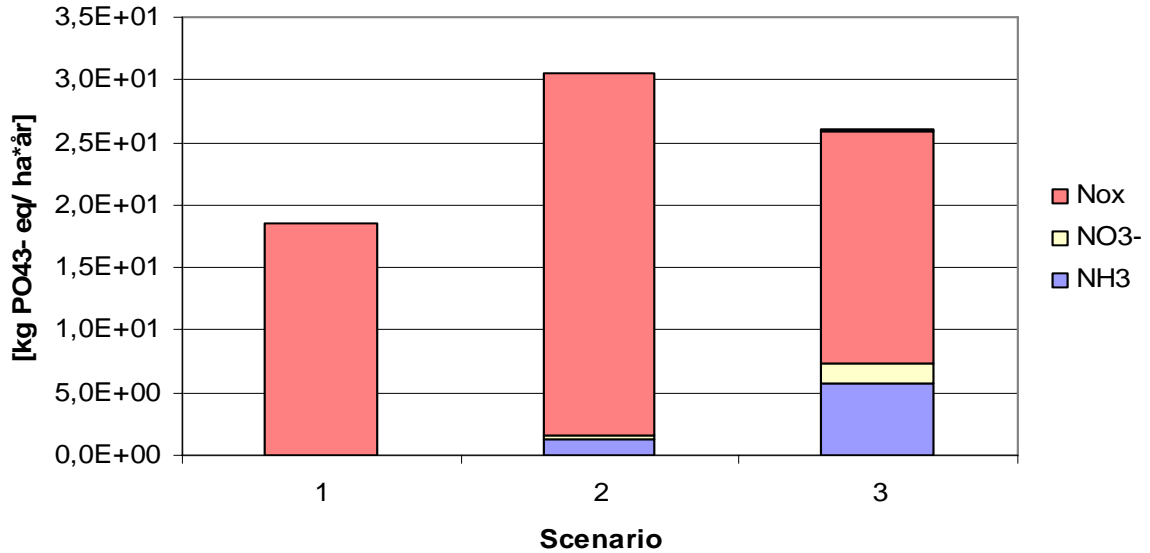
Fördelningen mellan de olika processerna inom respektive scenario, det vill säga dikningsåtgärder, energiproduktion, markemissioner och kvävegödsling, visar tydlig att det var energiproduktionen av kol respektive torv som gav upphov till allra största påverkan, följt av markemissionerna på en avlägsen andraplats (Figur 9). Dikningsåtgärderna hade försumbar effekt för utsläppen.



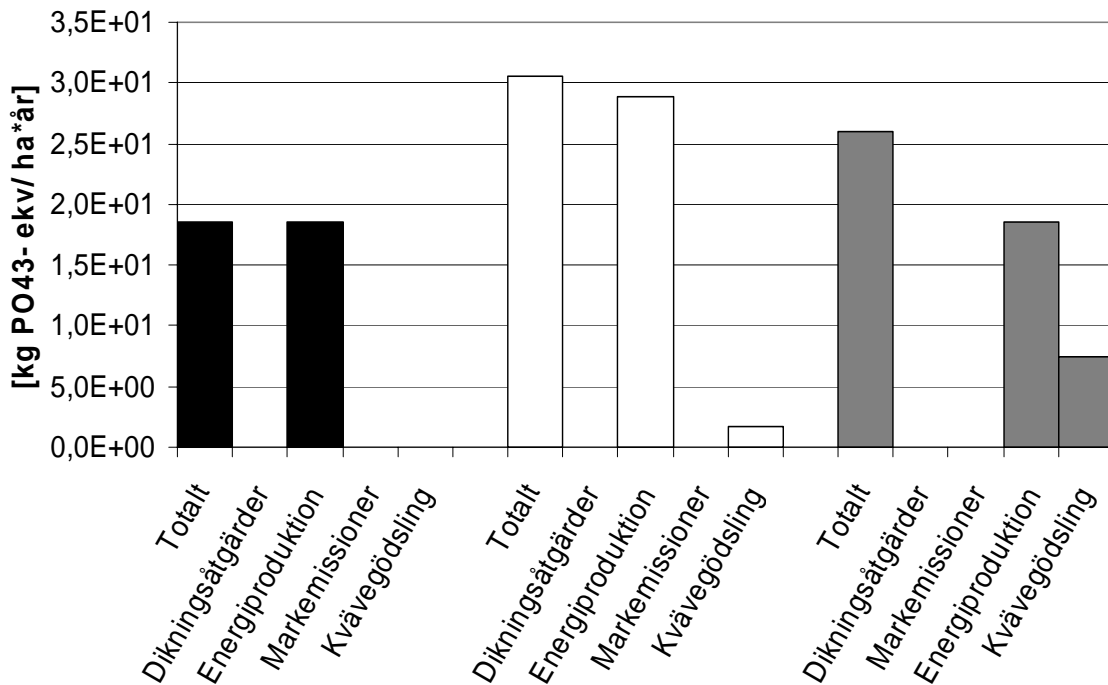
Figur 9. Klimatpåverkan för scenarierna och dess processer. Svart = scenario 1 skogsproduktion, vitt = scenario 2 torv- och skogsproduktion, grått = scenario 3 återställd våtmark

4.2 ÖVERGÖDNING

Inom miljöpåverkanskategorin övergödning visade scenario 2 på den största påverkan följt av scenario 3 (Figur 11). Det var NOx från förbränning av torv och kol som stod för den i särklass största påverkan inom kategorin. I framförallt i scenario 3 påverkar även kvävegödslingen genom NH3 och NO3- (Figur 10).



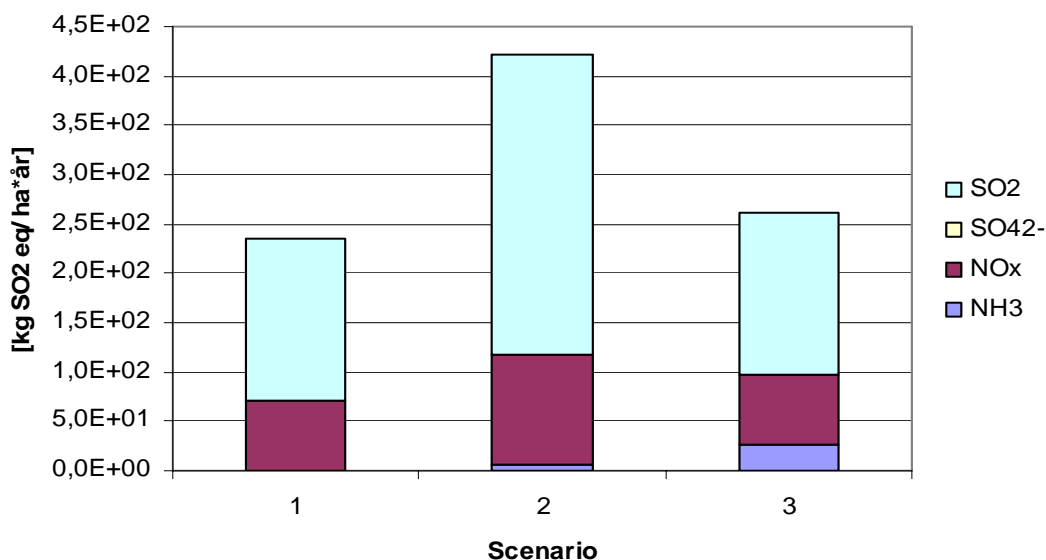
Figur 10. Övergödning, påverkande ämnen per scenario



Figur 11. Övergödning för scenarierna och dess processer. Svart = scenario 1 skogsproduktion, vitt = scenario 2 torv- och skogsproduktion, grått = scenario 3 återställd våtmark

4.3 FÖRSURNING

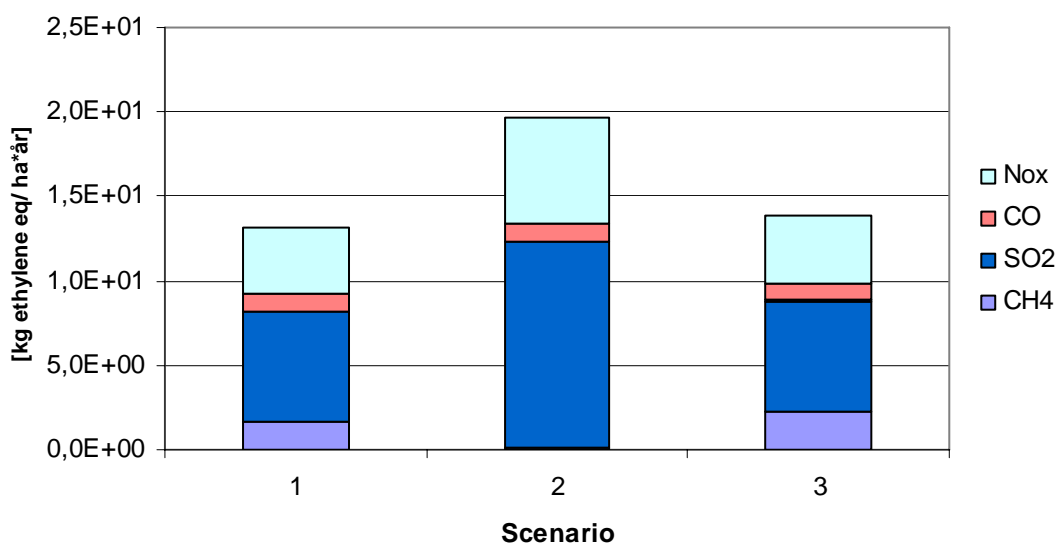
Scenario 2 gav upphov till den största försurningen. Liksom för alla miljöpåverkanskategorier var det i princip enbart förbränning av kol och torv som orsakade utsläppen av försurande ämnen. Det ämne som bidrog mest var SO₂ följt av NO_x. NH₃ bidrog till försurningen i de scenarier där kvävegödning tillämpas, det vill säga scenario 2 och 3 (Figur 12).



Figur 12. Försurning, påverkande ämnen per scenario

4.4 BILDANDE AV FOTO-OXIDANTER

Resultaten visade att det även för denna miljöpåverkanskategori var scenario 2 som var det alternativ med störst påverkan. De ämnen som i huvudsak bidrog var NO_x, CO, SO₂ och CH₄. Det mesta kom från förbränning, men även en del från markemissioner av CH₄ (Figur 13).



Figur 13. Bildande av foto-oxidanter, påverkande ämnen per scenario

4.5 EKO-TOXICITET

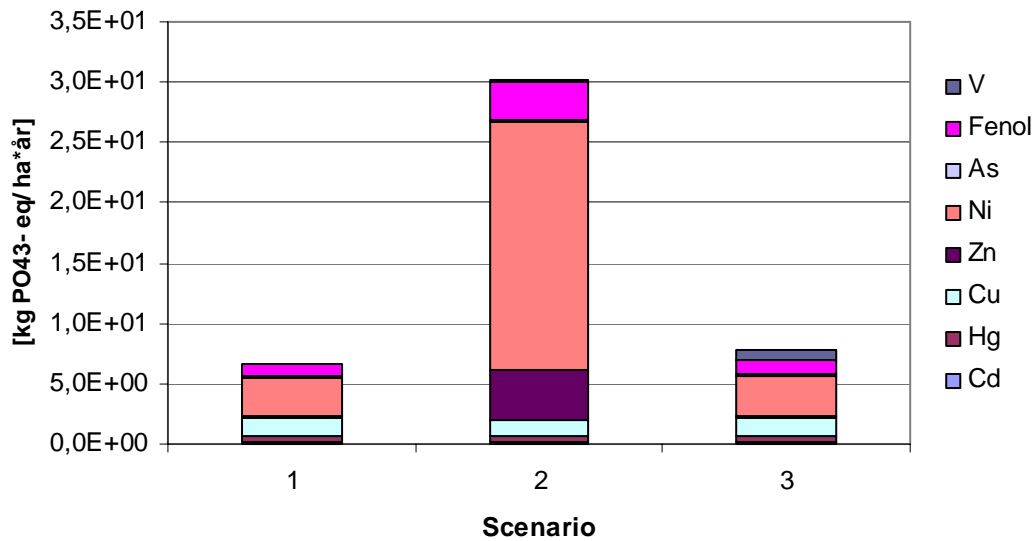
Vad gäller utsläpp av tungmetaller visar resultaten från inventeringen att även dessa härrör främst från förbränning av torv och kol, kvävegödsel framställning står för en liten andel (Tabell 9). Det enskilt största utsläppet var zink från torvförbränning. Scenario 1 och 3 skilde sig mycket lite åt för samtliga metaller. Detta beror på att samma bränslekälla används, det vill säga kol.

Tabell 9 Emissioner av tungmetaller för respektive scenario och processer per 100 år

Emissioner enhet	Cd g	Hg g	Pb g	Cu g	Zn g	Ni g	Cr G	As g
Dikningsåtgärder	9,43E-04	0,00E+00	4,71E-04	0,00E+00	5,18E+00	0,00E+00	2,83E-03	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	3,24E+01	1,94E+02	1,56E+03	6,48E+02	6,48E+02	5,18E+02	6,48E+02	1,94E+02
Totalt scenario 1	3,24E+01	1,94E+02	1,56E+03	6,48E+02	6,53E+02	5,18E+02	6,48E+02	1,94E+02
Dikningsåtgärder	1,89E-03	0,00E+00	9,43E-04	0,00E+00	1,04E+01	0,00E+00	5,66E-03	0,00E+00
Torv	6,86E+01	1,30E+02	2,59E+03	6,48E+02	2,31E+04	3,24E+03	4,00E+02	3,89E+02
Kvävegödsling	1,76E-01	1,12E-02	1,07E+00	1,28E+00	3,27E+01	3,98E+00	1,51E+00	2,39E-01
Totalt scenario 2	6,88E+01	1,30E+02	2,59E+03	6,49E+02	2,31E+04	3,24E+03	4,02E+02	3,89E+02
Igenläggning dike	3,12E-04	0,00E+00	1,56E-04	0,00E+00	1,72E+00	0,00E+00	9,36E-04	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	3,24E+01	1,94E+02	1,56E+03	6,48E+02	6,48E+02	5,18E+02	6,48E+02	1,94E+02
Kvävegödsling	8,79E-01	5,60E-02	5,35E+00	6,42E+00	1,64E+02	1,99E+01	7,56E+00	1,19E+00
Totalt scenario 3	3,33E+01	1,94E+02	1,56E+03	6,54E+02	8,13E+02	5,38E+02	6,56E+02	1,96E+02

Resultatet från karaktärisering i miljöpåverkanskategori för eko-toxicitet visade att utsläppen från scenario 2 var de mest toxiska (Figur 14). Nickel var det ämne som bidrog mest följt av fenol och koppar. Därefter kom ämnen som kvicksilver, zink, kadmium, vanadin och arsenik. Utsläppen av vanadin, som var störst i det tredje scenariot, uppkommer vid framställning av kvävegödsel. Förbränning av torv och kol var även här den dominerande källan till utsläppen.

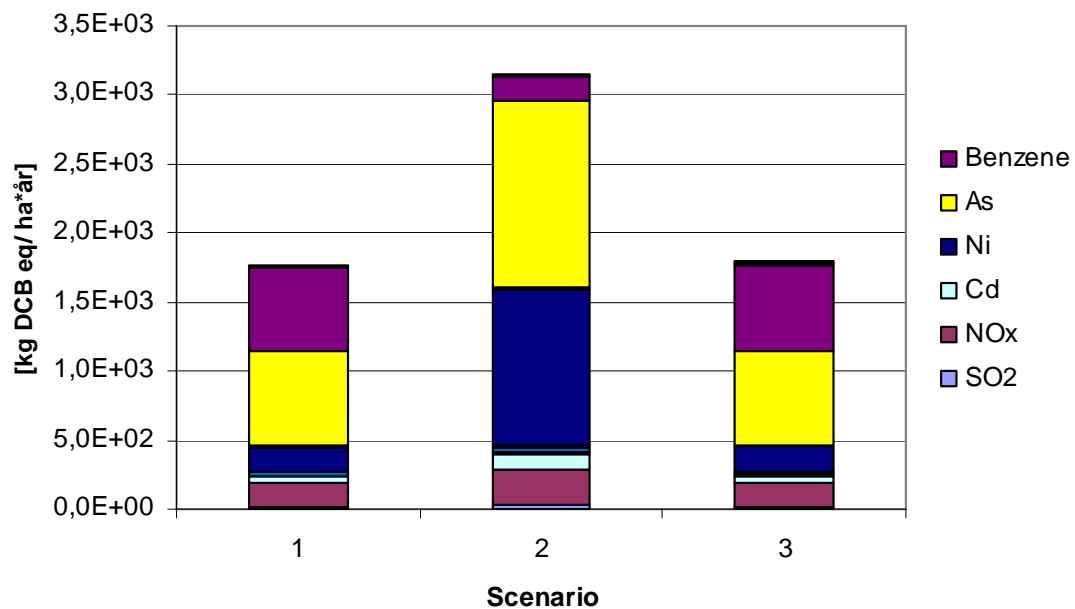
Denna miljöpåverkanskategori, liksom human-toxicitet (se nedan), är dock en svår kategori i och med att det finns så många olika spridningsvägar och möjliga recipienter för ämnena. Ämnena har dessutom olika toxicitet i olika miljöer så det är viktigt att känna till de utsläppta ämnens öden i naturen för att få ett resultat som stämmer med verkligheten. Det kan dock ofta vara svårt att med säkerhet veta vart ämnena hamnar, särskilt om de kommer från många olika spridningskällor. Här har valts att enbart betrakta det som om alla ämnen sprids med luften och hamnar i sötvattensmiljö. Det är naturligtvis en grov förenkling varför resultatet endast bör ses som en riktlinje. Det är den potentiella toxiciteten som avses.



Figur 14. Eko-toxicitet, påverkande ämnen per scenario

4.6 HUMAN-TOXICITET

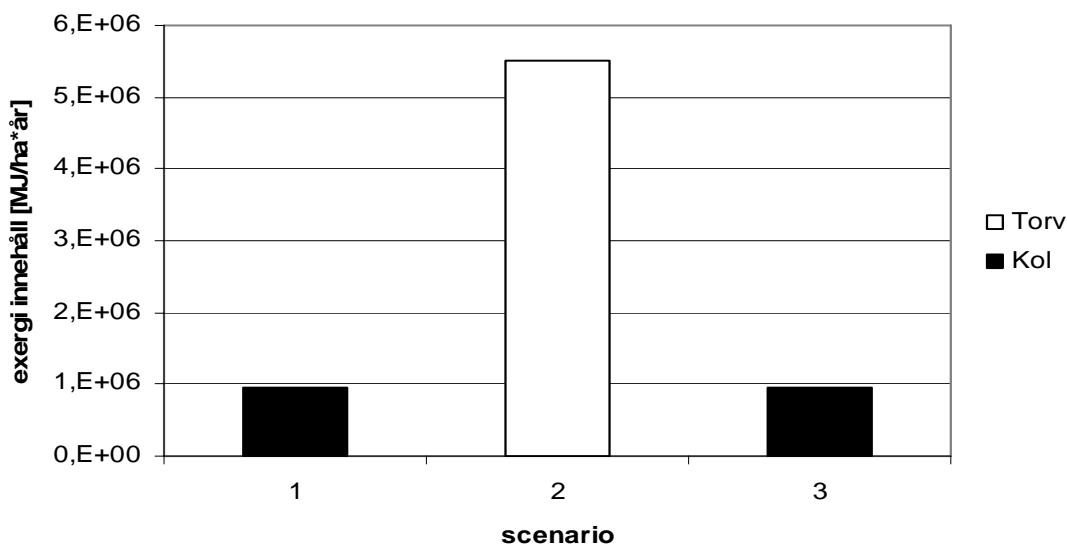
Resultanten av undersökningen visade att scenario 2 stod för utsläppen med störst påverkan och det var främst från ämnena arsenik, nickel, och benzene följt av NOx, kadmium och SO2 (Figur 15). Det var återigen bränsleförbränningen som orsakade de största utsläppen.



Figur 15. Human-toxicitet, påverkande ämnen per scenario

4.7 ABIOTISK RESURSFÖRBRUKNING

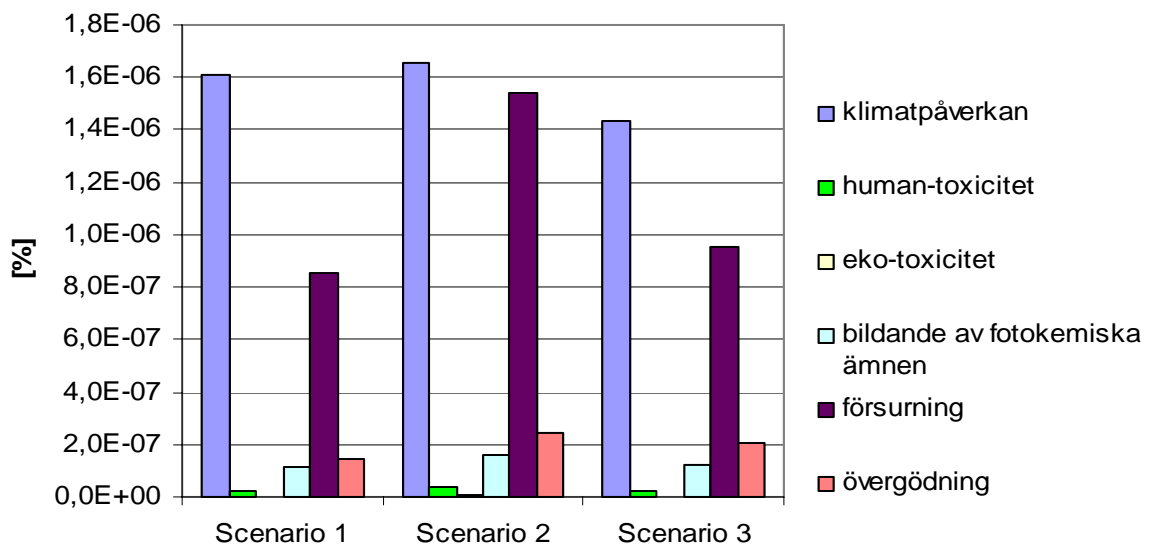
Föga förvånande visade det sig vara förbrukning av torv och kol som bidrog mest, övriga resurser hade en jämförelsevis mycket liten förbrukning (Figur 16).



Figur 16. Abiotisk resursförbrukning, förbrukade resurser per scenario

4.8 NORMALISERING

Normaliseringen visar hur stor procentuell andel påverkan av utsläppen från hela Västeuropa under ett år som utgjordes av påverkan av utsläppen från de olika scenarierna (Figur 17). Det var som synes en liten procent, men så var också systemet endast 1 ha stort. I verkligheten är det osannolikt att ett område med torvbruk är så pass litet. Det intressanta i figuren är vilken miljöpåverkanskategori som visade sig ha den största procentuella påverkan. För samtliga scenarier visade det sig vara klimatpåverkan följt av försurning. Observera att abiotisk resursförbrukning inte är inkluderad i normaliseringen. Referensdata har här valts som utsläppen från hela Västeuropa under ett år, ett annat referensvärde som exempelvis utsläppen från enbart Sverige under ett år hade troligtvis givit ett något annorlunda resultat.



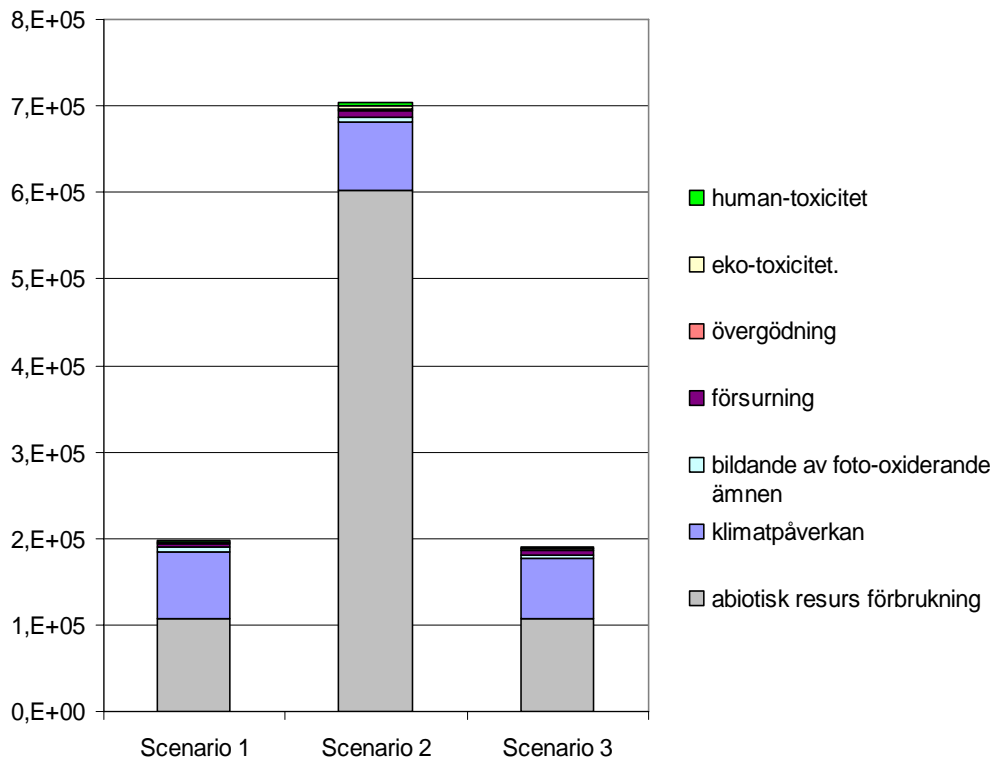
Figur 17. Normaliserade värden för miljöpåverkanskategorierna, procentuell andel av påverkan från ett Västeuropeiskt genomsnitt 1995.

4.9 VIKTNING

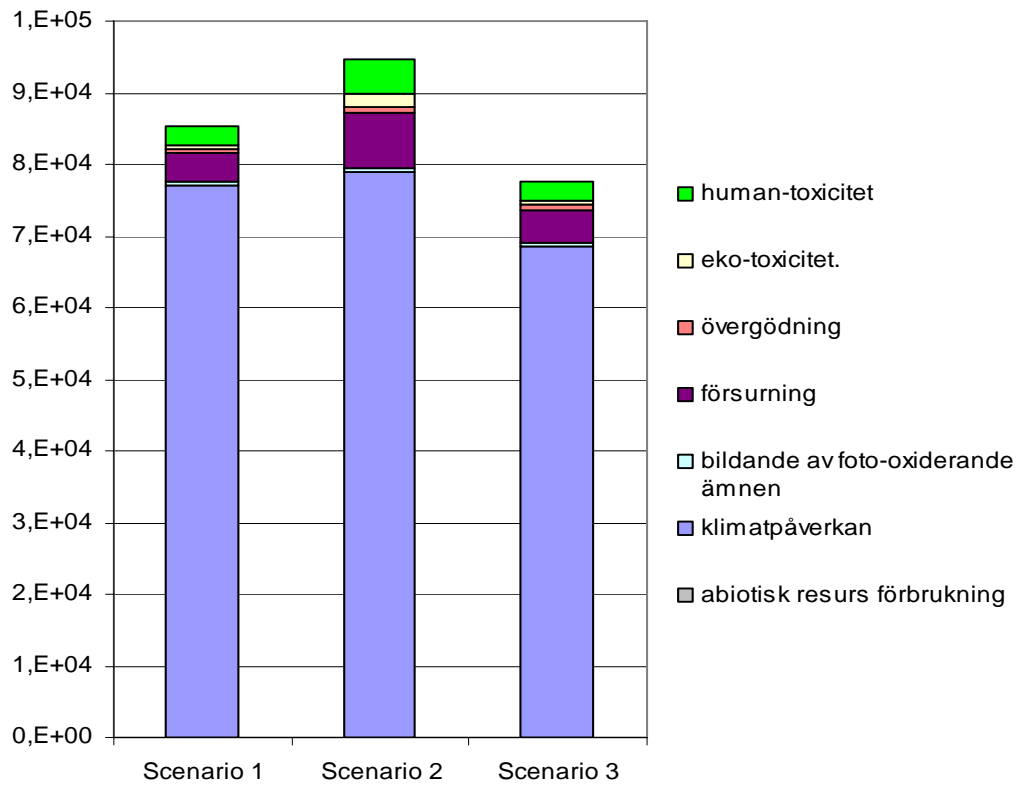
Viktning är en metod som ibland kritiseras för att vara subjektiv och alltför ogenomskinlig, men är dock ett försök att sammanföra de olika miljöpåverkanskategorierna till ett gemensamt värde vilket underlättar en jämförelse mellan olika alternativ. Här är viktning utförd med ecotax02-metoden (Finnveden m.fl., 2006), se kapitel 3.7.9.

Viktningen visade på störst påverkan från scenario 2 både för ecotax max (Figur 18) och ecotax min (Figur 19). Skillnaderna mellan scenario 1 och 3 var små. För ecotax max visade scenario 2 på en markant högre påverkan än för övriga scenarier. Detta beror på den abiotiska resursförbrukningen, som var den miljöpåverkanskategori som gav störst påverkan. Den abiotiska resursförbrukningen påverkar inte ecotax min eftersom vissa abiotiska resurser inte har skatter pålagda. Därför var skillnaderna mellan scenarierna för ecotax min mindre.

De miljöpåverkanskategorier som hade störst påverkan för viktning med ecotax max var, som nämnts ovan, abiotisk resursförbrukning följt av klimatpåverkan och därefter försurning. För viktning med ecotax min liknar resultatet det som erhöles vid normaliseringen (se ovan) på så sätt att klimatpåverkan och därefter försurning gav den största påverkan. En intressant skillnad är att övergödningen var den tredje största påverkanskategorin i normaliseringen medan human-toxicitet var den tredje största påverkanskategorin i viktningen. Övriga miljöpåverkanskategorier har relativt liten påverkan i viktningen både för ecotax min och ecotax max.



Figur 18. Viktning enligt ecotax02max (Finnveden m.fl.,2006) för max skatter

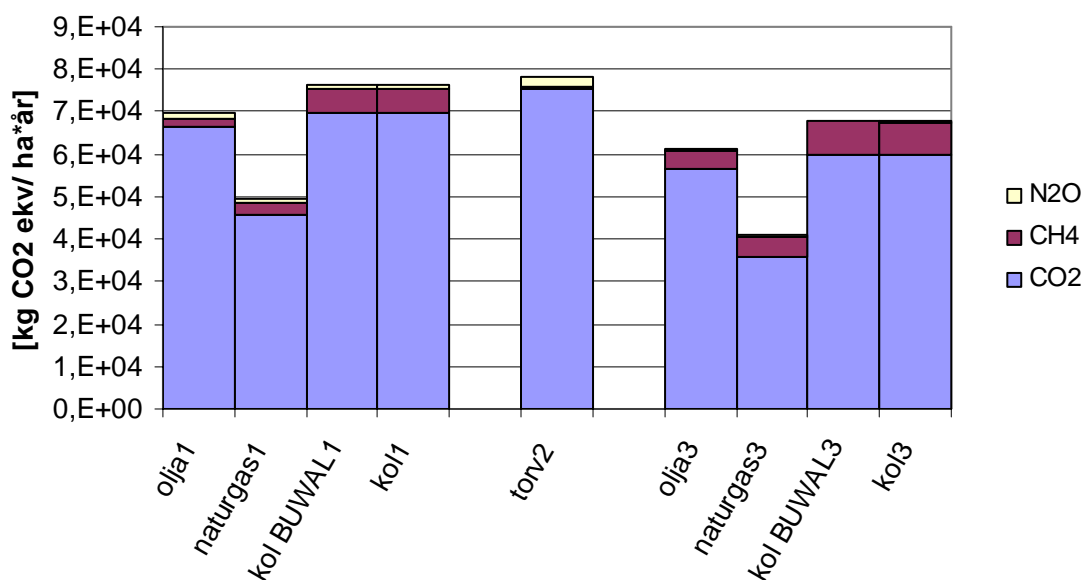


Figur 19. Viktning enligt ecotax02min (Finnveden m.fl.,2006) per scenario för minimi skatter.

4.10 KÄNSLIGHETSANALYS

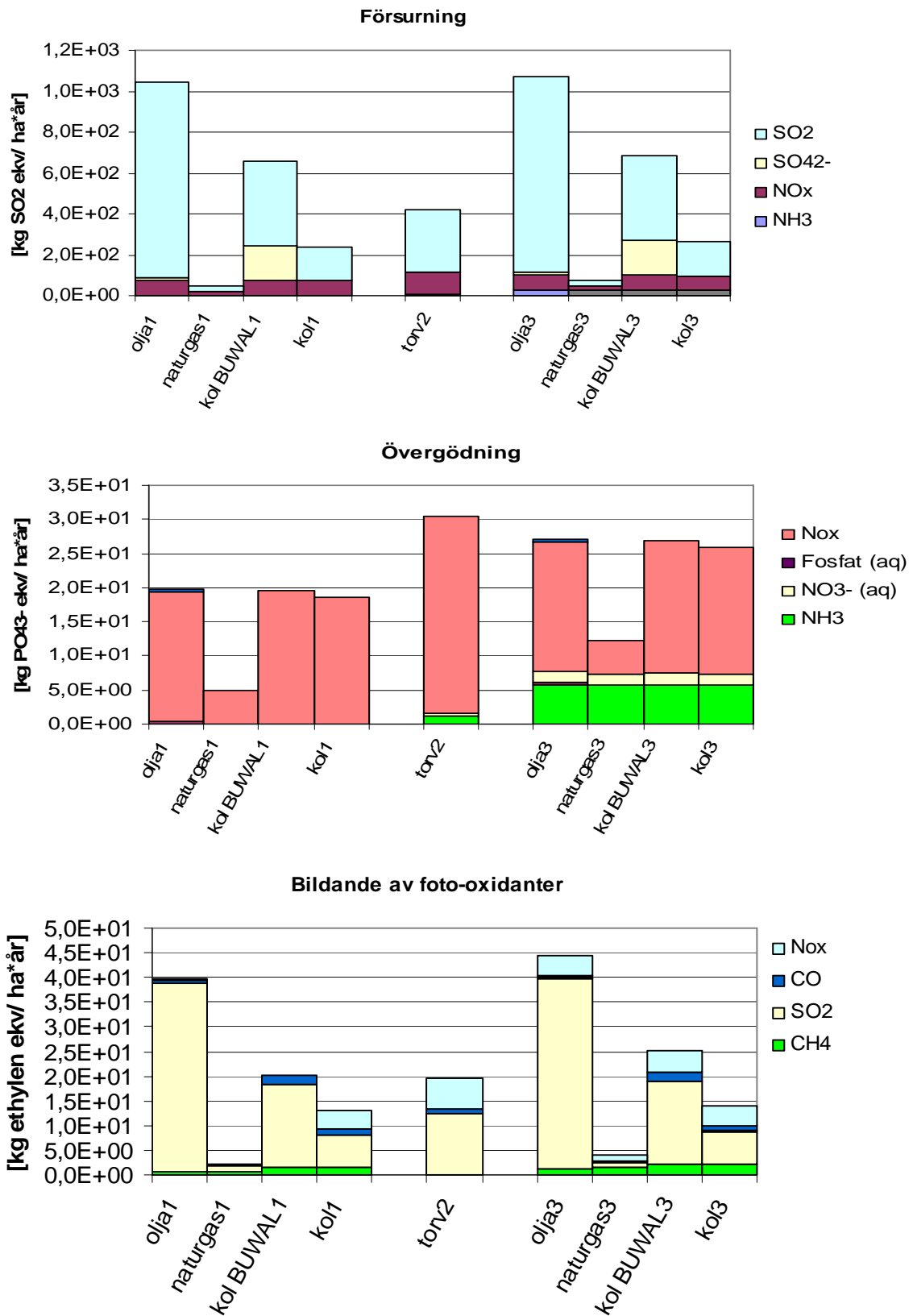
Känslighetsanalysen visade i första hand att skillnaden mellan val av bränsle är större än skillnaden mellan scenarierna. Typ av bränsle tenderar med andra ord att påverka systemet mer än hur marken i sig hanteras. Alternativ emissionsdata i form av data för kolemissioner från en annan källa (SimaPro BUWAL250, 1996) gav också ett stort genomslag på resultatet. De använda värdena för bränsleemissioner blir därmed avgörande och även små skillnader ger relativt stora utslag. Detta visar på vikten av att ha god rening i förbränningsanläggningarna för att få så små emissioner som möjligt.

Känslighetsanalys av klimatpåverkan visar att olja, kol och torv orsakade i det närmaste likvärdig påverkan för de studerade scenarierna (Figur 20). Naturgas gav en lägre påverkan. Skillnaderna var som tidigare nämnts små mellan scenarierna, speciellt mellan scenario 1 och 3 där samma bränsle används.



Figur 20. Alternativa bränslens påverkan på klimatet för de olika scenarierna. Till vänster staplar för scenario 1 för olika bränslen, i mitten scenario 2 där torv används som bränsle och till höger staplar för scenario 3 för olika bränslen. Observera att de framräknade värdena i staplarna är från totalemissionerna för respektive scenario, det är alltså inte enbart emissioner från bränslet, emissioner från marken, gödsling och dikning är också inkluderade.

Olja stod för störst försurningspåverkan beroende på de höga halterna av svaveldioxid i utsläppen. Här kunde också iakttas en skillnad mellan olika emissionsdata för kol. De data som är hämtade från SimaPro 7, BUWAL250 (1996) orsakade större påverkan, främst på grund av emissioner av SO_4^2 än de data använda i den ursprungliga analysen som bygger på källor från SCB och Vattenfall (Figur 21). Påverkan i form av övergödning var störst för torv, som hade höga emissioner av NO_x . Utsläpp av ammoniak och nitrat vid kvävegödsling gjorde att scenario 3 orsakade en större påverkan än scenario 1 (Figur 21). Då det gäller bildande av foto-oxiderande ämnen framstår oljan som det sämre alternativet på grund av sitt höga utsläpp av SO_2 och naturgas som det bättre (Figur 21). Scenario 3 är det alternativ med störst påverkan, eftersom även kvävegödslingen bidrar med utsläpp av NO_x .



Figur 21. Alternativa bränslens påverkan på försurningen (överst), övergödningen (mitten) och bildande av foto-oxidanter (nederst) för de olika scenarierna. Till vänster staplar för scenario 1 för olika bränslen, i mitten scenario 2 där torv används som bränsle och till höger staplar för scenario 3 för olika bränslen. Observera att de framräknade värdena i staplarna är från toalemissionerna för respektive scenario, det är alltså inte enbart emissioner från bränslet, emissioner från marken, gödsling och dikning är också inkluderade.

Eko-toxicitet och human-toxicitet har inte beaktats i känslighetsanalysen på grund av brist på jämförbar data.

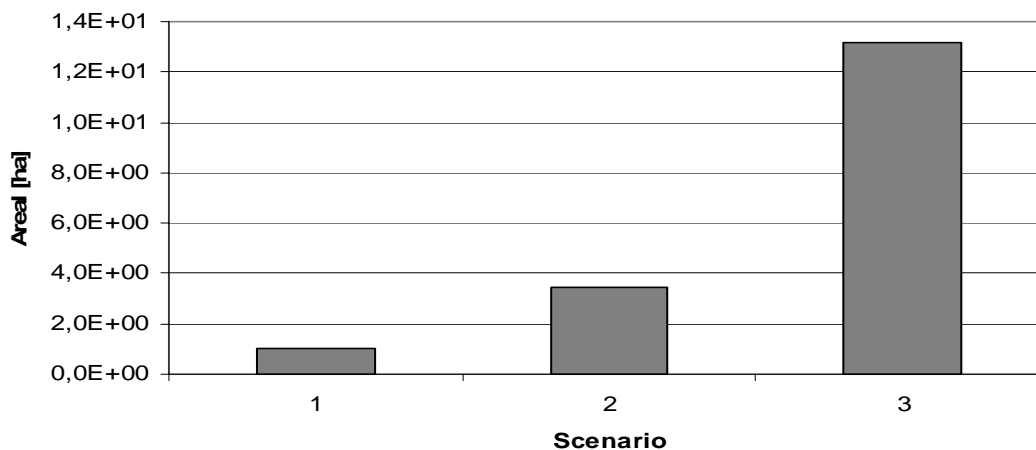
Eftersom det var emissionerna från energiproduktionen som framstod som den viktigaste utsläppsfaktorn är det intressant att titta närmare på vilken delprocess i produktionen som orsakade dessa emissioner. Ett utdrag från resultaten av inventeringen (Tabell 10) visar att när det gäller torv var det själva förbränningen i värmekraftverket som orsakade de största emissionerna. Transporter och arbetet med själva brytningen var av i det närmaste försumbar betydelse.

Tabell 10 Emissioner vid torvproduktion och förbränning per 100 år

Emissioner	CO2	CH4	N2O	SO2
Torvbrytning				
Diesel användning	6,65E+07	4,21E+01	1,35E+03	3,20E+04
Förvaring av torv				
Avgång från torvlager under 20 år	9,59E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Transport till fjärrvärmeverk				
Bränsleåtgång, diesel	1,17E+08	7,43E+01	2,38E+03	5,64E+04
Förbränning Torv				
Emissioner	NOx	CO	HC	Stoft
Torvbrytning				
Diesel användning	6,02E+05	7,17E+04	4,33E+04	2,40E+04
Förvaring av torv				
Avgång från torvlager under 20 år	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Transport till fjärrvärmeverk				
Bränsleåtgång, diesel	7,49E+05	1,19E+05	5,70E+04	1,26E+04
Förbränning Torv	2,08E+07	3,89E+06	0,00E+00	2,33E+06

4.11 PÅVERKAD MARKAREAL

Den areal mark som tas i anspråk skiljde sig tydligt mellan alternativen. Beräkningarna utfördes med 1 ha som funktionell enhet. Den skog som produceras per ha i skogsproduktionsscenario 1, kompenseras med kvävegödslad skog i scenario 3, återställd våtmark, och delvis i scenario 2, torvbruk. Den areal som gick åt för att producera kompensations-skogen var mer än 13 gånger så stor. Det var med andra ord stor skillnad mellan scenarierna för de markarealer som tas i anspråk (Figur 22). Observera att detta avser den areal mark som är direkt påverkad. Mark som påverkas sekundärt, exempelvis vid utvinning av kol och framställning av gödsel är inte beaktad.



Figur 22. Direkt påverkad areal mark som tas i anspråk för respektive scenario

4.12 BIOLOGISK MÅNGFALD

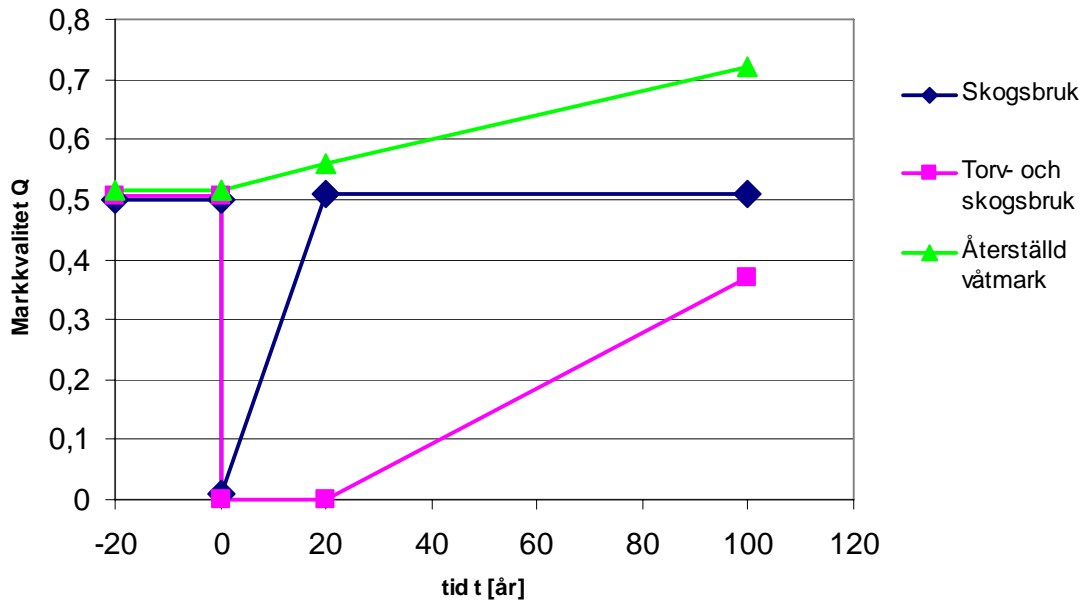
4.12.1 Michelsens metod:

Resultatet från inventeringarna presenteras i Tabell 11. Erhållna värden på CMB visar med relativ tydlighet att scenario 2 innebar det största ingreppet och fick det lägsta värdet på markkvaliteten. Detta känns relevant i och med att torvbrytning får anses vara ett stort ingrepp på marken och det tar flera hundratals år för torven att återbildas. Scenario 3 fick det högsta värdet. Dock förutsätter detta att en restaurering av våtmarken genom igenläggning av diken får önskvärda konsekvenser i form av ökad andel död ved.

Tabell 11 Resultatet av beräkningarna för kvantifiering av biologisk mångfald

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Ecosystem Scarcity ES	0,96	0,92	0,98
Ecosystem Vulnerability EV	1	1	1
Nyckelfaktorer KF			
<i>Död ved, KF_{dv}</i>	2	2	0
<i>Avsatt areal, KF_{aa}</i>	1	1	2
<i>Introducerade arter, KF_{ia}</i>	1	1	1
<i>Dikad mark, KF_{dm}</i>	3	3	0
<i>Andel torv, KF_{at}</i>	0	2	0
Condition of Maintained Biodiversity, CMB	0,53	0,40	0,73
Markkvalitet efter en rotationsperiod, Qrot	0,51	0,37	0,72

En grafisk representation, motsvarande figur 3 i teoriavsnittet, se kapitel 2.7.1, av resultaten ger en tydligare bild av hur markkvaliteten förändras över tiden för respektive scenario (Figur 23). Resultaten visar på en sänkt markkvalitet vid torvbrytning, detta på grund av att torven i marken utnyttjas. Vid tiden $t=0$ år avverkas skogen och torvbrytningen startar. Torvutvinningen pågår under 20 år och under denna tid är markkvaliteten är låg eller i det närmaste obefintlig. Vid tiden $t=20$ ökar åter markkvaliteten successivt. Det tar mycket lång tid för torven att återbildas igen, varför markkvaliteten kan förväntas fortsätta stiga under en längre tidsperiod än de hundra år till tiden $t=100$ den här studien omfattar. Vid återskapande av sumpskog höjs markkvaliteten i takt med förbättrade förutsättningar för biologisk mångfald, marken kommer mer eller mindre att återfå sitt ursprungliga värde på markkvaliteten. Det vill säga det värde marken hade innan skogsbruk infördes och marken dikades. Dock är tidsperioden detta tar osäker. Här har antagits att värdet på markkvaliteten höjs linjärt efter att åtgärder för att återställa marken vidtagits vid $t=0$ tills en rotationsperiod har förflutit vid $t=100$. För fortsatt skogsbruk sker enligt definition ingen förändring av markkvaliteten. Dock sker en sänkning av markkvaliteten på grund av avverkning av skogen. Inga beräkningar har gjorts på kvalitetssänkningen direkt efter avverkning utan värdet har antagits vara noll. Här antas att markkvaliteten stiger linjärt under 20 år och att marken återtar den kvalitet den hade innan avverkningen vid $t=20$.



Figur 23. Diagram som visar markkvalitetens förändring över tiden. Vid tiden $t=0$ sker en förändrad markanvändning.

Det är viktigt att ha i åtanke att dessa värderingar av markkvaliteten endast representerar värdet gällande den biologiska mångfalden, marken kan naturligtvis ha andra typer av värden som ej är synliga i dessa resultat. Som redan nämnts i avsnittets inledning ligger fokus på jämförelsen mellan scenarierna och siffrorna representerar inga absoluta värden, utan är uppskattningar.

I denna analys har Michelsens metod modifierats till viss del för att bättre passa in på de förhållanden som råder i studien. Gällande ES värdet har Michelsen använt ett system med ekoregioner som tillämpat på Sjöängen skulle ge ett värde på 0,82. Då är A_{pot} den areal som utgörs av ekoregionen *Sarmatic mixed forest* (PA0436) inom vilken Sjöängen ligger. A_{max} är då på samma sätt som hos Michelsen ekoregionen Saharas areal, eftersom det är den största ekoregionen. För sumpskog eller våtmark borde värdet bli något högre med tanke på att våtmarker är ovanligare än skog. I Sverige finns 10 miljoner ha våtmark. Problemet här är att hitta ett relevant A_{max} . Ett annat problem är att skalan förändras, det kanske inte är relevant att jämföra ekoregioner (*Sarmatic mixed forest*) med biotoper (våtmark). Ett förslag som användes i denna studie var att använda Sveriges yta som A_{max} och sumpskog, dikad skogsklädd torvmark respektive dikad torvtäckt skogsmarks totala utbredning i Sverige som A_{pot} . De ES värden som då erhöles presenteras i Tabell 11 (se ovan).

När det gäller värdet på EV har Michelsen använt en gradering baserad på bevarande status. Bevarande statusen på skogsmarken för ekoregion PA0436 bedöms vara kritisk/hotad (WWF). Statusen kritisk ger EV värdet 1,0 enligt Michelsens bedömning. 1,0 är det högsta värdet på skalan enligt Michelsen och borde också vara det värde som skall tillämpas på våtmarker eftersom omfattande arealer har dikats ut och odlats upp i stora delar av östersjö regionen (Lundin, 1995). Vad som skall tillämpas för dikad torvmark och mark där torven brutits är osäkert. Det är möjligt att tänka sig en indelning där för Sveriges del dikad torvmark får ett värde på EV som är lägre än för sumpskog. Den mark där torven brutits skulle kunna få ett lägre värde eftersom ingreppet i ett överskådligt tidsperspektiv kan betraktas som en permanent förändring av marken och det tar tusen år eller mer för torven att återbildas. Det finns dock en del invändningar mot detta då även en bruten

torvtäckt kan utgöra en värdefull biotop. För att detta värde inte ska påverka resultatet då det är så pass osäkert har det tilldelats värdet 1 för alla scenarier.

Användningen av nyckelfaktorn andel introducerade arter kan kanske ifrågasättas då det är tveksamt om den i befintlig utformning med enbart introducerade trädarter är relevant som jämförelse mellan scenarierna. Det är ingen skillnad i gradering mellan markanvändningsalternativen för denna nyckelfaktor. Om introducerade arter hade gällt även andra växter, förslagsvis knutna till våtmarksmiljöer, hade faktorn haft större relevans. Detta hade dock krävt en mer omfattande inventering och större dataunderlag än vad som funnits tillgängligt vid denna fallstudie. Två ytterligare nyckelfaktorer som är anpassade för studiens ändamål valdes. En av faktorerna är andel torv, som tar i beaktande ifall torvtäcket är intakt eller om torven har brutits. Här har det bedömts som negativt ur markkvalitetssynpunkt om torven är bruten. Detta är ju som nämns ovan en avvikelse från de naturliga förhållandena som det tar mycket lång tid att återskapa. Den andra nyckelfaktorn är dikad mark, där det antas att odikad mark har en högre markkvalitet och är bättre för den biologiska mångfalden. Detta grundar sig på antagandet att många våtmarker har en rik biodiversitet och dikade marker en lägre mångfald. Andra faktorer som skulle kunna vara aktuellt för Svenska skogar och som nämns i miljömålet *Levande skogar* är exempelvis areal äldre lövrik skog och areal gammal skog.

Skogens markkvalitet om ingen påverkan förekommer och där CMB är 1, dvs ingen negativ påverkan från skogsbruk eller annan mänsklig verksamhet, bedöms vara det Q marken får efter återhämtningstiden och som marken hade innan skogsbruk introducerades. Samma beräkningar kan tillämpas för de olika scenarierna. Som nämns i Milå i Canals m.fl. (2007) så beror det Qref som används på syftet med studien. Om syftet är att bedöma påverkan från förändringar i markkvalitet bör endast de förändringar som uppkommer relativt ett alternativt system studeras. Eftersom det är förändringen av markkvaliteten som efterfrågas blir Qref här dikad skogsklädd torvmark, det vill säga mark som redan är påverkad av mänsklig aktivitet. CMBref är inte 1 eftersom ingrepp i form av dikning och skogsbruk redan skett. Markkvaliteten för en opåverkad skogsklädd torvmark borde bli det värde som erhålls i scenario 3, det vill säga markkvaliteten för sumpskog. Scenario 1, fortsatt skogsbruk, blir referensalternativ och innebär alltså ingen förändring av markkvaliteten.

Tiden det tar för marken att återhämta sig och återgå till naturligt stadium har i Michelsens studie bedömts vara en rotationsperiod, eller den tid det tar för en avverkad skog att växa upp och på nytt bli avverkningsmogen. Om motsvarande antagande görs för detta projekt innebär det en återhämtningstid om $t(\text{rot}) = 100$ år. Om påverkan skall beräknas per funktionell enhet ger detta areafaktorn 1 ha. I denna studie har valts att inte göra beräkningar på areaaspekten.

4.12.2 Biotopmetoden

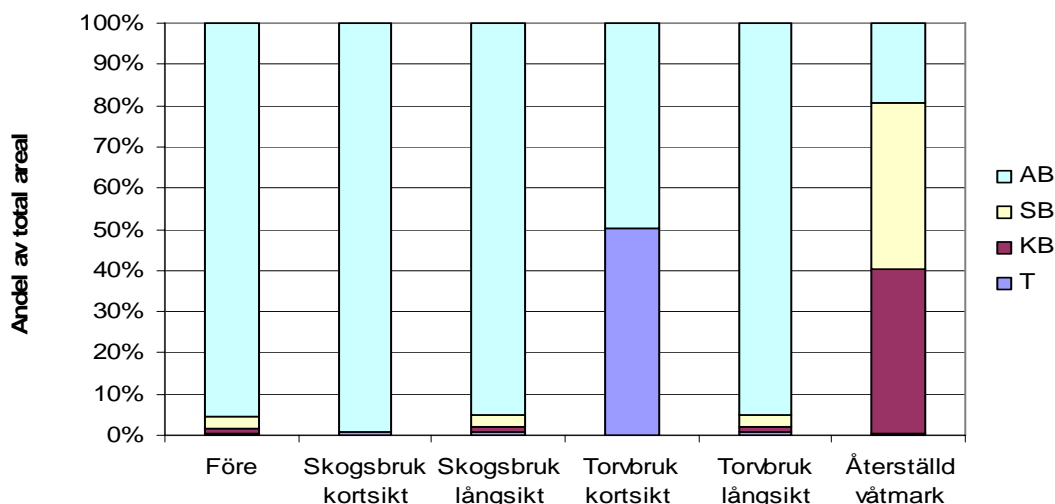
Resultaten över fördelning mellan biotop typer för *före*-scenariet och för *efter*-scenarierna presenteras i Tabell 12. *Efter*-scenarierna har beräknats på kortsikt, vilket innebär just efter förändrad markanvändning och på långsikt, vilket innebär efter en rotationsperiod om 100 år. Undantag är scenario 3 där enbart förändringarna på långsikt har beräknats eftersom de antas vara försumbara på kortsikt.

Tabell 12. Resultat Biotopmetoden. Kortsikt innebär just efter avverkning och långsikt efter 100 år.

Biotop typ Scenario	Teknotop (T)	Kritisk Biotop (KB)	Sällsynt Biotop (SB)	Allmän Biotop (AB)
<i>Före</i>	0,5	1	3	95,5
1. Skogsbruk				
<i>Efter</i> , kortsikt	1	0	0	99
<i>Förändring</i>	+0,5	-1	-3	+3,5
<i>Efter</i> , långsikt	1	1	3	95
2. Torv- och skogsbruk				
<i>Efter</i> , kortsikt	50	0	0	50
<i>Förändring</i>	+49,5	-1	-3	-45,5
<i>Efter</i> , långsikt	1	1	3	95
3. Återställd våtmark				
<i>Efter</i> , långsikt	0,5	40	40	19,5
<i>Förändring</i>	0	+39	+37	-76

Resultaten visar att återskapande till våtmark ger en ökad andel kritiska och sällsynta biotoper jämfört med torv- och skogsbruk (Figur 24).

Scenariot *före* får anses vara en relativt säker uppskattning som grundar sig på Skogsstyrelsens nyckelbiotop och sumpskogsinventering (2009). Den allra största andelen av marken utgörs av AB, de ur naturvårdssynpunkt mer värdefulla områdena utgör en till ytan relativt liten andel. *Efter*-scenarierna känns mer osäkra då handlingsalternativen inte är genomförda utan endast tänkta. Detta gör att det naturligtvis inte finns någon data för *efter* och indelningsnyckeln för *efter*-scenariot har använts. Denna är, som nämndes i teori avsnittet för kvantifiering av biologisk mångfald (se ovan), utformade så att KB och SB ej ska överskattas. Indelningsnyckeln ger att SB och KB ersätts med AB i skogsbruksscenario. Resultaten skiljer sig mycket beroende på vilket tidsperspektiv som används. Torvbruk påverkar initialt en stor markyta som här har klassats som T under den tidsperiod på 20 år torvbruk pågår. Vid avslutad torvtäkt återstår ett tunt lager med torv som återplanteras med skog. Den andel av marken som är T blir då AB och fördelningen ser på längre sikt ut som för skogsbruksscenario. Vid återställd våtmark har nycklarna tillämpats omvänt på så sätt att indelningen för *före* har fått representera *efter*. Detta eftersom syftet med att återställa våtmarken just är att skapa högre naturvärden och en rikare biodiversitet. I denna studie har antagits att dessa försök varit lyckade. Det får dock anses som osäkert om indelningsnyckeln kan använd på detta sätt och det är inte alls säkert att en så stor andel av området kan klassas som KB. Det är mycket möjligt att det krävs en längre tidsperiod än de omkring hundra år som tillämpas i denna studie för att återskapa marker med kritiska och sällsynta biotoper.



Figur 24. Biotopfördelning enligt biotopmetoden för *före*-scenariot samt *efter*-scenarierna på kortsikt (just efter att skogen avverkats) och långsikt (efter en rotationsperiod, dvs. 100 år). AB = Allmän biotop, SB = Sällsynt biotop, KB = Kritisk biotop, T = Teknotop

Biotopmetoden är utarbetad av Vattenfall för att i första hand studera påverkan från anläggande av vattenkraftverk. Det är dessa förhållanden som indelningsnycklarna är utformade för. Vattenkraftsbyggen skiljer sig mycket från skogsbruk och det är mycket möjligt att metoden skulle behöva modifieras för att passa som verktyg vid bedömning av påverkan på den biologiska mångfalden orsakad av skogs- och torvbruk.

4.13 DISKUSSION AVSEENDE METODEN

En stor fördel med den systemanalytiska metoden som använts här är dess förmåga att ta hänsyn till och väga samman många olika miljöaspekter. För att få en någorlunda fullständig bild av scenarierna är det viktigt att ta så många faktorer som möjligt i beaktande. En komplex verklighet gör att det sällan är möjligt att få allt att rymmas inom systemets gränser, dock går det att med hjälp av metoden utröna vilka faktorer som har den största påverkan. På detta sätt minskas risken att viktiga faktorer, som i ett inledande skede av studien kanske inte tycks relevanta, förbises.

I denna studie har metoden tydligt visat vilka processer i systemet som har störst miljöpåverkan, nämligen emissionerna från bränsleförbränningen. Metoden hade dock svårare att skilja mellan scenarierna där samma bränsle användes. Styrkan med denna typ av studier i detta fall verkar som en följd av bränslets betydelse mer vara att kunna identifiera de processer som innebär den största miljöpåverkan än att visa på tydliga skillnader mellan scenarier. Det är viktigt att utvärdera resultaten noga så att inte misstaget görs att övertolka skillnaderna mellan scenarierna. I denna studie uppvisade exempelvis scenario 2 en större miljöpåverkan för i princip samtliga miljöpåverkanskategorier undantaget klimatpåverkan där skillnaderna mellan scenarierna var små. Dock beror detta nästan uteslutande på att en annan typ av bränsle (torv) används för energiproduktionen i detta scenario medan kol användes för de båda andra.

Gällande modellens relevans är det mycket viktigt att använd emissionsdata överensstämmer med verkligheten för att resultatet på ett riktigt sätt ska spegla de faktiska förhållandena. Det är också nödvändigt att data för de olika bränslena är fullt jämförbara för att undvika snedvridning av resultatet. Kanske behövs platsspecifik emissionsdata från den anläggning där bränslet används. Det hade varit värdefullt och givit en mer rättvis och relevant jämförelse om dessa uppskattningar hade varit möjliga att erhålla från samma källa.

Då detta inte varit möjligt har värden från olika källor använts. Uppskattningar och datakvalitet från olika källor kan dessvärre skilja sig ganska rejält åt. Anledningar till dessa skillnader kan vara olika systemgränser, olika typer av förbränningsanläggningar som ger olika stora utsläpp, geografiska skillnader, åldersskillnad på data och så vidare. Till viss del har emissionsdata från olika källor använts för samma process för att komplettera för emissioner där värden från "huvudkällan" saknas.

Tillämpad i denna fallstudie tenderar metoden att till största delen bli en studie i bränsleemissioner. Det är möjligt att även andra faktorer får större betydelse om ett liknande synsätt skulle tillämpas på mer generella system, exempelvis hela Sveriges torvproduktion.

Alla emissioner är summerade över en hundraårsperiod. Ingen hänsyn är tagen till om emissionerna sker i början eller slutet av perioden. Markemissionerna sker som nämns ovan jämnt fördelade över tiden. När det gäller emissionerna från torvförbränningen är det troligast att dessa sker inom de närmaste åren efter brytning. Emissionerna från torvutvinning och förbränning borde då ske under en period på omkring 20 år. För kompensationsbränslet kol eller annat alternativ i känslighetsanalysen borde förhållandena vara likvärdiga. Värdena för miljöpåverkanskategorierna är angivna per år. Emissionerna över 100 år är då uppdelade likvärdigt över tiden på så sätt att varje år får lika stora utsläpp. Detta är endast en approximation som förenklar systemet. Det stämmer inte överens med verkligheten av de skäl som nämnts ovan. Vissa år blir emissionerna orsakade av systemet högre än andra. Skulle systemet utvidgas till att innefatta exempelvis hela torvproduktionen i Sverige stämmer approximationen bättre eftersom det då är sannolikt att olika marker befinner sig i olika stadier under 100-årsperioden.

Tidsperspektivet har också betydelse när det gäller emissioner från marken. Flödet från marken är mer eller mindre konstant per år och ju längre tid som går desto större blir de totala emissionerna. Eftersom emissionerna från torv och kol är beroende av hur mycket torv som utvinns per ha och inte av under hur lång tid blir påverkan från markemissionerna större i ett längre tidsperspektiv.

I denna studie har stamvedsproduktion antagits ske i alla jämförda scenarier, men andra möjliga systemantaganden kan göras. Ett alternativ skulle kunna vara att använda byggnadsmaterial i form av betong. Trädbränslebortfallet skulle kompenseras med kolbränsle. Detta skulle dock inte ta hänsyn till den mängd av stamvedsproduktionen som blir pappersmassa. Ett sätt att lösa detta skulle kunna vara att ersätta en utvald pappersmassaprodukt med en likvärdig produkt av exempelvis plast på samma sätt som byggnadsmaterialet i form av timmer skulle ersättas med betong. Dock kompliceras systemet eftersom skogsproduktionsprocesserna inte längre skulle ta ut varandra vid en jämförelse mellan scenarierna.

Vid tillämpning av modellen ger hur mycket torv som utvinns per ha stort utslag på resultatet eftersom det är detta som avgör hur mycket energi som systemet producerar. Energimängden bestämmer vidare de kvantiteter av ett alternativt bränsle som skall användas. Mängden utvunnen torv bestäms av torvdjup och brytteknik. Ett dubbelt så djupt torvlager skulle ge omkring dubbelt så höga utsläpp och kanske dubbelt så stor miljöpåverkan. Emissionerna från de övriga processerna i systemet skulle vara av än mindre betydelse för den totala påverkan. Resultatet skulle därför troligtvis bli ett helt annat på ett annat fallstudieområde med något skilda förutsättningar. Förhållandena mellan scenarierna borde dock bli likvärdiga.

Bedömning av påverkan på avrinnande vatten har uteslutits ur studien då relevant data saknats. För bedömning av avrinnande vattenkvalitet för de olika scenarierna på Sjöängen skulle idealt mätningar behöva göras. Utan mätningar torde det vara mycket svårt att få tillförlitliga värden. Med kunskaper om torvtyp och vilken mineraljord som finns på platsen ökar sannolikheten att kunna göra en relevant uppskattning. I Sjöängen är sumpmarken av kärrkaraktär vilket innebär att tillströmningen av vatten sker både i form av nederbörd och i form av uppströmmande vatten från underliggande mark. Den kemiska sammansättningen på avrinnande vatten bestäms alltså till stor del av mineralsammansättningen i omgivande mark. Innan torven bryts krävs fler diken för ytterligare avvattning. Förväntad effekt på vattenkvaliteten skulle vara en ökad mängd organiskt material i vattnet. Då torvbruket upphört och marken återplanteras med skog kan en vattenkvalitet som motsvarar den för mineraljord med ett tunt torvtäcke förväntas.

4.14 MÖJLIGA FRÅGOR FÖR FORTSATT FORSKNING

En intressant fråga för vidare studier är hur askan efter förbränning av torv och träbränsle ska hanteras. En möjlighet är att återföra den till skogen för att höja produktiviteten. Det är följaktligen relevant att inkludera denna faktor både som en utvidgning av systemets gränser där hänsyn tas till askhantering efter förbränning och som ersättning eller komplement till kvävegödsling.

All torv bruten på fallstudieområdet har antagits gå till energiproduktion. Dock används en dryg tredjedel av torven som bryts i Sverige till jordförbättringsmedel (SCB, 2008) samt även till diverse andra produkter som exempelvis stallströ. Systemet skulle kunna kompletteras med att även inkludera dessa produkter. Svårigheten skulle bli att hitta relevanta kompensationsprodukter för framförallt odlingstorv. Helhetsbilden skulle dock bli mer anpassad efter verkliga förhållanden, speciellt om metoden används på ett system som omfattar ett större område.

Kvaliteten på avrinnande vatten har som nämnts inte inkluderats i systemet i den här studien. För att förbättra fallstudien skulle det idealiska vara att ha mätningar på vattenkvaliteten för alla scenarier direkt från fallstudieområdet.

Metoderna för att kvantifiera biologisk mångfald skulle behöva utarbetas mer och flera anpassningar till studiens specifika förhållanden göras för att det skall vara möjligt att erhålla resultat som på ett riktigt sätt speglar verkligheten. För exempelvis Michelsens metod skulle relevanta nyckelparametrar behöva urskiljas och utarbetas bättre. Ett stort problem vid tillämpning av metoderna är påverkan i ett längre tidsperspektiv till stor del blir gissningar på förväntade effekter. Mer kunskap om vad som händer med den biologiska mångfalden i ett längre tidsperspektiv för de olika scenarierna måste inhämtas och användas i metoderna.

Eftersom bränsleförbränningen vid energiproduktionen hade så stor andel av miljöpåverkan är det intressant att titta mer på denna faktor och kanske i ett vidare perspektiv väga torvbränslet mot andra typer av bränsle. Även träbränsle skulle kunna finnas med som ett alternativ.

5 SLUTSATSER

- Metoden kunde tydligt visa på de processer i systemet med störst miljöpåverkan, samt på vilka miljöpåverkanskategorier systemet inverkade mest. Däremot hade metoden svårare att visa en tydlig skillnad mellan scenarierna vid jämförelsen i fallstudien.
- Det tydligaste resultatet som studien visade på var att förbränningen av bränsle för energiproduktion var den enskilda process i systemet som innebar störst miljöpåverkan. Övriga processer var av mindre betydelse.
- I denna fallstudie innebar scenario 2, skogs- och torvbruk, störst påverkan på samtliga miljöpåverkanskategorier. Skillnaderna mellan scenario 1 och 3 var små.
- Känslighetsanalysen visade att skillnaderna mellan olika val av bränsle var större än skillnaderna mellan scenarierna för samtliga miljöpåverkanskategorier. Det alternativa bränslet med minst negativ miljöpåverkan var naturgas. Det alternativa bränslet med störst negativ miljöpåverkan var olja.
- Normaliseringen visade tydligt att systemet hade störst miljöpåverkan på klimatet och därefter på försurningen för alla scenarier.
- För påverkan på den biologiska mångfalden visade studien att scenario 2, torv- och skogsbruk, var minst gynnsamt medan scenario 3, återställd våtmark, innebar de mest gynnsamma förhållandena.

6 REFERENSER

- Albrektsson A, Elfving B, Lundquist L, Valinger E, (2008), *Skogsskötsel- Grunder och samband*, Skogsskötselserien nr 1, Skogsstyrelsens förlag, 84s
- Angelstam P & Mikusinski G, (2001), *Hur mycket skog kräver mångfalden? En svensk bristanalys* Världsnaturfonden WWF
- Baumann H & Tillman A M, (2004), *The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Studentlitteratur, Lund, 543s
- Bergkvist B, (2007), *Skogsklädda torvtäckta marker, Kolet klimatet och skogen*, LUSTRA, SLU 19s
- Brady N C, Weil R R, (2002), *The Nature and Properties of Soils* 13th ed. Pearson Education, New Jersey
- Davis J & Haglund C (1999), *Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production. Fertiliser Products used in Sweden and Western Europe*. Examensarbete. SIK-rapport 654:1999. Chalmers tekniska högskola, Göteborg, Institutet för livsmedel och bioteknik. 112s
- Energimyndigheten (2007), *Energianvändningen inom skogsbruket år 2005*. ER 2007:15, 19s
- Eriksson S & Wallentinus H G (2004), *Torven och den biologiska mångfalden*, Projektrapport 50, TorvForsk, 28s
- Ernfors M, von Arnold K, Stendahl J, Olsson M, Klemedtsson L (2006), Nitrous oxide emissions from drained organic forest soils – an up-scaling based on C:N ratios. *Biogeochemistry* (2008) 89: 29-41
- Finnveden G, Eldh P & Johansson J (2006), Weighting in LCA based on ecotaxes. Development of a Mid-point Method and Experiences from Case Studies, *Int J LCA 11, Special Issue 1* (2006):81-88
- Fredriksson D, Tammela P T, Larsson L E, (1993), *Torvmarker och jämförande arealer*, Torvfakta, Stiftelsen Svensk Torvforskning, www.torvforsk.se/arealer/htm (2008-09-04)
- Grip H & Rodhe A (2000), *Vattnets väg från regn till bäck*. Hallgren & Fallgren, Uppsala, 156s
- Guinée JB (2002), *Handbook on Life Cycle Assessment- Operational Guide to the ISO Standards*, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, Nederländerna, 692s
- Hanski I & Walsh M (2004), *How much, how to? Practical tools for forest conservation*. Bird life European Forest Task Force, Helsinki
- Holmgren K, Kirkinen J & Savolainen I (2006), *The climate impact of energy peat utilisation- comparison and sensitivity analysis of Finnish and Swedish results*. Svenska miljöinstitutet IVL, report B1681, s 72

- Holmgren K (2006), *Climate impact of energy utilisation scenarios for forestry- drained peatlands*. Svenska miljöinstitutet IVL, report B1683, s 44
- Holden J, Chapman P J & Labadz J C (2004), Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography* 28, s 95-123
- Hyvönen R, Persson T, Anderson S, Olsson B, Ågren G I, Linder S (2006), Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe. *Biogeochemistry* (2008) 89:121-137
- Hånell B (2006), *Dikad skogsmark och myr med djup torv som resurser för uthålligt torvbruk i Sverige*, Projektrapport nr 5, TorvForsk, 29s
- Kasimir-Klemedtsson Å, Nilsson M, Sundh I, Svensson B (2000), *Växthusgasflöden från myrar och organogena jordar*, Rapport 5132, Naturvårdsverket, 54s
- Kyläkorpi L, Rydgren B, Ellegård A, Miliander S, Grusell E (2005), *Biotopmetoden 2005*. Vattenfall 31s
- Larsson L E (2006), *Översiktlig inventering av dikade påverkade torvmarker för växttorv och odlingssubstrat*, Projektrapport nr 7, TorvForsk, 11s
- Loman J O, (2008), *Skogsstatistisk årsbok 2008*, Skogsstyrelsen, Jönköping, s 334
- Lundin L (1988), "Impacts of drainage for forestry on runoff and water chemistry." *Symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions-vol 1*, Joensuu, Finland
- Lundin L(1995), "Skogslandets vatten" *Det evigt vandrande vattnet*, Naturvetenskapliga forskningsrådets årsbok 1995, Risbergs tryckeri AB, Uddevalla, s 71-82
- Magnusson T (2008), *Skogsbruk - Mark och vatten*, Skogsskötselserien nr 13, Skogsstyrelsens förlag, 99 s
- Michelsen O (2007): "Assessment of Land Use Impact on Biodiversity. Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway." *Int J LCA* 13 (1), 22-31
- Milà i Canals L, Bauer C, Depestele J, Dubreuil A, Knuchel RF, Gaillard G, Michelsen O, Müller-Wenk R, Rydgren B, (2007), Key elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA, *Int J LCA* 12, 5-15
- Miljömålsportalen, (2008), http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/oversikt_lang.php (2008-12-01)
- Naturvårdsverket, (2007), *Nyttan av våtmarker*, <http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Skydd-och-skotsel-av-vardefull-natur/Vatmarker/Vardefulla-vatmarker/> (2009-01-04)
- Nilsson K & Nilsson M (2004), *The Climate Impact of Energy Peat Utilisation in Sweden – the effect of former Land-Use and After-Treatment*. Svenska miljöinstitutet IVL, report B 1606, s 91

- NTM – Nätverket för Transporter och miljön (2003), *Beräkningsresultat bensindrivnen personbil*, <http://www.ntm.a.se/ntmcalc/NTMFunctionsP.asp> (2008-12-12)
- Olsson B A & Kellner O (2006), "Long term effects of nitrogen fertilization on ground vegetation in coniferous forests." *Forest Ecology and Management* 237 (2006,) 458-470
- Pousette K (2001), *Stabilisering av torv – Olika faktorerers inverkan på stabiliseringseffekten*, Licentiatuppsats, LTU 2001:06,
- Ring E (2003), "Experimental N fertilization of Scots pine: effect on soil-solution chemistry 8 years after final felling." *Forest Ecology and management* 188(2004) 91-99
- Rydh C J, Lindahl M, Tingström J (2002), *Livscykelanalys – en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster*. Studentlitteratur, Lund, 225s
- SGU (2008a). *Myrmarkstyper*, <http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/energi-klimat/torv/myrmarkstyper.html> (2008-09-04)
- SGU (2008b). *Torv - Kemisk sammansättning*, <http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/energi-klimat/torv/torv-kemi.html> (2008-09-04)
- SGU (2008c). *Torvtillväxt och ackumulation*, <http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/energi-klimat/torv/torvtillvaxt.html> (2008-09-04)
- SGU (2008d). *Torvproduktion*, <http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/energi-klimat/torv/torvbruk.html> (2008-09-04)
- SimaPro 7, BUWAL 250 (1996), *Heat from coal, Heat from Oil (S,EU), Heat from wood, Heat from gas*. Part 2, table 16.9, PRÉ Consultants, Nederländerna
- Skogsstyrelsen (2005), *Grundbok för skogsbrukare*, Skogsstyrelsens förlag, Jönköping. 190s
- Skogsstyrelsen (2008)
<http://www.skogsstyrelsen.se/epi-server4/templates/SNormalPage.aspx?id=13528>
- Skogsstyrelsen (2009), *Skogens pärlor*,
<http://www.skogsstyrelsen.se/epi-server4/templates/SNormalPage.aspx?id=12524> (2009-02-11)
- SOU 2002:100 (2002), *Uthållig användning av torv*, Torvutredningen, Edita Norstedts tryckeri AB, Stockholm, 309 s
- Standardiseringen i Sverige(1997), *Miljöledning – Livscykelanalys - Principer och struktur (ISO 14040:1997)* Svensk standard. Stockholm
- Standardiseringen i Sverige(1998), *Miljöledning – Livscykelanalys – Definition av mål och omfattning samt inventeringsanalys (ISO 14041:1998)* Svensk standard. Stockholm
- Standardiseringen i Sverige(2000), *Miljöledning – Livscykelanalys - Miljöpåverkansbedömning (ISO 14042:2000)* Svensk standard. Stockholm

- Standardiseringen i Sverige(2000), *Miljöledning – Livscykelanalys - Tolkning (ISO 14043:2000)* Svensk standard. Stockholm
- Statistiska centralbyrån, SCB (2008), *Torv 2007*, Rapport, 34 s
- Stripple H (1995), *Livscykelanalys av väg. En modellstudie för inventering. IVL Rapport B 1210*. Göteborg. 105s
- Strömberg M (2006), *Hur ska vi hantera våra dikade skogsmarker?*, LUSTRA, SLU, 31s
- Svenska Torvproducentföreningen (2008), *Torvåret 2007- statistik över Sveriges torvproduktion 2007*, Rapport 15s
- Torvproducenterna. Skörd, <http://www.torvproducenterna.se/SE-fakta/skord.shtml> (2008-09-04)
- Uppenberg S, Zetterberg L & Åhman M (2001), *Climate impact from Peat Utilisation in Sweden*, Svenska miljöinstitutet IVL, report B1423, s 39
- Vattenfall (2005), *Livscykelanalys Vattenfalls el i Sverige*, EO Print, Stockholm, 32s
- Yara, (2008). *Gödsling*,
http://fert.yara.se/se/crop_fertilization/crop_advice/forestry/fertilization/fertilization.html
(2008-11-20)
- Yara, (2007). *Skogsgödsling*,
http://www.sg-systemet.com/Kol_energi_sv_files/slide0002.htm (2008-11-10)
- Yara, (2008) *Tillväxt och ekonomi*
http://fert.yara.se/se/crop_fertilization/crop_advice/forestry/fertilization/growth_economy.html
(2008-11-20)
- ÅF Energi & Miljöfakta,(2007), *Energiinnehåll och densitet för bränslen*,
<http://energiochmiljo.se/print.asp?type=E&chapter=1&subchapter=3&page=1> (2008-12-10)

Personliga meddelanden

de Jong Johnny, forskningsledare CMB, SLU, Uppsala (2008)

Gillgren Ingemar, Bergvik skog, Falun (2008-11-08)

Johansson Tord, professor energi och teknik, SLU, Uppsala (2008-12-04)

Malm Dan, Yara, Landskrona (2008-11-24)

Olsson Mats, professor mark och miljö, SLU, Uppsala (2008)

Stenvall Jerker, Stenvalls grävtjänst, Kåge (2008)

Östlund Stefan, Neova, Hudiksvall (2008)

BILAGA 1

Markemissioner	CO2 [g/m ² *år]	CH4 [g/m ² *år]	N2O [g/m ² *år]	<i>Källa</i>
Dikad skogsmark	9,00E+02	2,10E+00	3,00E-01	<i>LUSTRA, IVL</i>
Dikad skogsmark efter torvbrytning	2,50E+02	0,00E+00	2,80E-01	<i>LUSTRA, IVL</i>
Dikad torvmark under torvbrytning	1,00E+03	2,00E+00	8,00E-02	<i>LUSTRA, IVL</i>
Sumpskog	-3,00E+01	1,30E+01	2,00E-02	<i>LUSTRA, IVL</i>
Skogsdikning	enhet			<i>Källa</i>
Dieselåtgång	l/m	0,21		Jerker Stenvall (2008)
Dikesavstånd optimalt	m	40		Stenvalls Grävtjänst
Dikeslängd per ha	m/ha	250		LUSTRA
Dieselåtgång per ha (optimal)	l/ha	54		
	MJ/ha	1890		
Transportavstånd Tierp-Sjöängen	km	13		
Dieselåtgång transport	l/km	0,35		Stripple (1995),
Igenläggning av diken, 10% av dikesrensning	l/ha	5,3		Antagande
	MJ/ha	189		
Torvbruk	enhet			<i>Källa</i>
Torvtäkt areal	ha	175		Stefan Östlund (2008), Neova
Torvdjup, genomsnittligt	m	2		Stefan Östlund, Neova
Brytbart	m	1,8		
Humifieringsgrad		6		Stefan Östlund, Neova
Torvslag		Kärrtorv, starrtorv		Stefan Östlund, Neova
Torvvolym per ha	m ³ /ha	18000		
Densitet torv	kg/m ³	300		SCB
Energiinhåll	MJ/m ³	3600		
	MJ/kg	12		
Totalt energiinhåll per ha	MJ/ha	64800000		
Transportsträcka till kraftvärmeverk i Uppsala	km	55		uppmätt eniro
antal transp med 14 tons lastbil, volym ca 16 m ³	st	1125		
Bränsleförbrukning m maxlast tom i retur, 14 tons lastbil	l/km	0,34		Stripple (1995)
Bränsleåtgång vid utvinning arbetsmaskiner	MJ/ha	842400		Nilsson & Nilsson (2004)

Skogen	enhet		<i>Källa</i>
Tall	%	58	Ingemar Gillgren (2008)
Gran	%	14	Bergvik skog
Björk	%	28	Bergvik skog
Bonitet	m ³ sk/ha	4	Bergvik skog
Virkesvolym	m ³ /ha	456	
Förlust i självgallring	%	20	Tord Johansson , SLU (2008)
Kvävegödsling	enhet		<i>Källa</i>
Tillväxt per gödsling	m ³ sk/ha	15	Ernfors m.fl. (2006)
Antal gödslingstillfällen	st	2	Antagande
Areal för att prod. kompensations skog för 1 ha bevarad sumpskog	ha	12	
Mängd kväve max per tillfälle	kg/ha	150	Skogsstyrelsen allmänna råd
Skog-CAN 27,4% N	kg/ha	550	Yara (2008)
Bränsleåtgång spridning diesel	l/ha	10	Energimyndigheten (2007)
Bränsleåtgång spridning bensin	l/ha	10	Energimyndigheten (2007)
Bränsleåtgång Spridning, diesel	MJ/ha	353	
Bränsleåtgång vid spridning, bensin	MJ/ha	328	
Transport gödsel (Norrköping - Tierp)	km	270	
Antal lastbilstransporter	st	2	
Fartygstransport Rostock - Norrköping	km	770	Malm D, Yara (2008)
Dieselåtgång fartyg	MJ/(ton*km)	0,13	Stripple (1995)
Inbundet kol i marken	kg/kg N	7	Ernfors m.fl. (2006)
Inbundet CO ₂ i marken	kg/kg N	25,69	SOU (2002)

BILAGA 2

	emissioner enhet	Källa	till luften CO2 g	CH4 g	N2O g	SO2 g	Nox g	CO g	HC g	Stoft g
Diesel										
vid produktion	1 MJ	Stripple, IDEMAT:	4,00E+00			1,40E-02	4,10E-03	1,30E-04	8,40E-03	4,80E-04
vid användning i arbetsr	1 MJ	Stripple	7,50E+01	5,00E-05	1,60E-03	2,40E-02	7,10E-01	8,50E-02	4,30E-02	2,80E-02
totalt	1 MJ		7,90E+01	5,00E-05	1,60E-03	3,80E-02	7,14E-01	8,51E-02	5,14E-02	2,85E-02
lastbil 14 ton	1 MJ	Stripple	7,50E+01	5,00E-05	1,60E-03	2,40E-02	5,00E-01	8,00E-02	3,00E-02	8,00E-03
totalt	1 MJ		7,90E+01	5,00E-05	1,60E-03	3,80E-02	5,04E-01	8,01E-02	3,84E-02	8,48E-03
lastbil 32 ton	1 MJ	Stripple	7,50E+01	5,00E-05	1,60E-03	2,40E-02	6,00E-01	1,00E-01	3,00E-02	1,00E-02
totalt	1 MJ		7,90E+01	5,00E-05	1,60E-03	3,80E-02	6,04E-01	1,00E-01	3,84E-02	1,05E-02
vid transport av fartyg in	1 MJ	Stripple	7,69E+01			5,00E-01	1,95E+00	2,10E-01	6,60E-02	4,80E-04
Bensin										
Bensinproduktion	1 MJ	NTM	5,30E+00	2,00E-03		2,10E-02	3,30E-02	2,00E-03	4,10E-02	1,00E-03
Bensinförbränning	1 MJ	NTM	7,01E+01			2,30E-04	2,20E-02	5,18E-01	7,00E-02	1,20E-03
totalt	1 MJ		7,54E+01	2,00E-03		2,12E-02	5,50E-02	5,20E-01	1,11E-01	2,20E-03
Gödsel										
Totalt inkl transporter, p	1 kg	Davis & Haglund	8,90E+02	8,52E-01	5,53E+00	1,26E+00	2,12E+00	1,03E-01	2,38E-05	2,25E-01
Gödsel tillfört marken		Yara								
Kol										
Kol	1 MJ	Vattek + SCB	9,37E+01	3,80E-01	1,15E-04	2,10E-01	2,20E-01	5,66E-02	2,44E-04	4,20E-02
	1 MJ	BUWAL 250	9,37E+01	3,86E-01	1,15E-04	5,38E-01	2,31E-01	1,04E-01	2,44E-04	6,93E-02
Torv										
Torv förbränning	1 MJ	Vattek + SCB	1,06E+02	1,98E-02	8,11E-03	3,90E-01	3,22E-01	6,00E-02		3,60E-02
lagring	1 MJ	IVL, B1683	1,48E+00							
brytning av torv	1 MJ	IVL, B1683	1,00E+00	7,00E-01	2,50E-02					
Olja										
	1 MJ	BUWAL250	8,89E+01	1,11E-01	1,80E-03	1,23E+00	2,25E-01	3,07E-02	7,07E-04	5,86E-02
Naturgas										
	1 MJ	BUWAL250	5,70E+01	1,61E-01	6,14E-08	3,21E-02	5,82E-02	2,41E-02	2,05E-04	3,06E-03

	PAH g	NH3 g	Cd g	Hg g	Pb g	Cu g	Zn g	Ni g	Cr g	As g	HF g	Benzene g
Diesel												
vid produktion			1,65E-06		8,25E-07		9,07E-03		4,95E-06			3,96E-03
vid användning i arbetsmaskiner												
totalt			1,65E-06		8,25E-07		9,07E-03		4,95E-06			3,96E-03
lastbil 14 ton												
totalt			1,65E-06		8,25E-07		9,07E-03		4,95E-06			3,96E-03
lastbil 32 ton												
totalt												
vid transport av fartyg inkl precumbustion												
Bensin												
Bensinproduktion												
Bensinförbränning												
totalt												
Gödsel												
Totalt inkl transporter, p	1,05E-04	2,02E-01	6,36E-05	4,19E-06	3,99E-04	4,80E-04	5,33E-04	1,49E-03	5,59E-04	8,92E-05	3,06E-03	5,73E-03
Gödsel tillfört marken		1,36E+02										
Kol												
Kol			5,00E-07	3,00E-06	2,40E-05	1,00E-05	1,00E-05	8,00E-06	1,00E-05	3,00E-06	0,00E+00	4,98E-04
	3,89E-04	5,15E-05	1,09E-06	3,02E-06	7,92E-05	1,00E-05	6,30E-05	5,91E-05	8,75E-04	1,74E-04	1,81E-03	4,98E-04
Torv												
Torv förbränning	0,00E+00	0,00E+00	1,00E-06	2,00E-06	4,00E-05	1,00E-05	3,00E-05	5,00E-05	6,00E-06	6,00E-06		
lagring												
brytning av torv												
Olja												
	1,13E-06	1,05E-05	3,26E-05	3,55E-07	5,74E-05		6,26E-05	6,71E-04			2,11E-04	2,86E-04
Naturgas												
	9,25E-06	5,67E-06	4,28E-08	1,80E-06	4,13E-07		8,53E-07	2,47E-06			3,76E-05	3,71E-04

	Metaller	Co	Dioxin	Lösta partil H2S		Mo	Se	V	till vattnet			
	g	g	g	g	g	g	g	g	Olja(aq)	Fenol(aq)	COD(aq)	Tot-N(aq)
									g	g	g	g
Diesel												
vid produktion									4,00E-04	5,70E-04	1,20E-03	1,90E-04
vid användning i arbetsmaskiner												
totalt									4,00E-04	5,70E-04	1,20E-03	1,90E-04
lastbil 14 ton												
totalt									4,00E-04	5,70E-04	1,20E-03	1,90E-04
lastbil 32 ton												
totalt									4,00E-04	5,70E-04	1,20E-03	1,90E-04
vid transport av fartyg inkl precumbustion									4,00E-04	5,70E-04	1,20E-03	1,90E-04
Bensin												
Bensinproduktion												
Bensinförbränning												
totalt												
Gödsel												
Totalt inkl transporter, p	1,13E-06	1,70E-04	1,82E-10	4,41E-02	8,71E-06	1,32E-04	6,27E-05	3,64E-03	3,66E-02	7,75E-15	4,26E-04	1,12E-01
Gödsel tillfört marken												
Kol												
Kol									1,18E-03	6,86E-06	9,11E-05	5,48E-05
	2,10E-02			3,80E-03					1,18E-03	6,86E-06	9,11E-05	5,48E-05
Torv												
Torv förbränning												
lagring												
brytning av torv												
Olja												
	4,00E-03			5,22E-01					3,55E-02	1,92E-04	1,15E-03	1,32E-03
Naturgas												
	1,07E-04			1,87E-02					1,33E-03	5,77E-06	3,73E-05	1,25E-05

	Cr(aq) g	Cr3+ (aq) g	Cu (aq) g	As (aq) g	Cd (aq) g	Ba (aq) g	NH3 (aq) g	NO3- (aq) g	Co(aq) g	Metaller (a g	Ni (aq) g	Pb (aq) g
Diesel												
vid produktion												
vid användning i arbetsmaskiner												
totalt												
lastbil 14 ton												
totalt												
lastbil 32 ton												
totalt												
vid transport av fartyg inkl precumbustion												
Bensin												
Bensinproduktion												
Bensinförbränning												
totalt												
Gödsel												
Totalt inkl transporter, p	5,01E-06	2,75E-05	6,89E-07	4,47E-06	2,19E-06		2,36E-08		4,06E-07	5,66E-06	1,78E-05	1,63E-05
Gödsel tillfört marken								1,36E+02				
Kol												
Kol												
	8,75E-04		4,36E-04	1,74E-04	4,42E-03	7,10E-03	1,39E-04	8,15E-05		9,21E-03	4,39E-04	4,39E-04
Torv												
Torv förbränning												
lagring												
brytning av torv												
Olja												
	2,70E-05		1,02E-05	4,18E-06	1,52E-06	3,48E-03	1,37E-03	8,84E-04		8,35E-03	1,16E-05	1,08E-02
Naturgas												
	1,13E-05		4,25E-06	1,73E-06	5,72E-08	9,03E-05	2,02E-05	2,61E-05		1,46E-04	4,33E-06	5,07E-06

	P-tot(aq) g	SO42-(aq) g	V (aq) g	Zn (aq) g	PO43-(aq) g
Diesel					
vid produktion					
vid användning i arbetsmaskiner					
totalt					
lastbil 14 ton					
totalt					
lastbil 32 ton					
totalt					
vid transport av fartyg inkl precumbustion					
Bensin					
Bensinproduktion					
Bensinförbränning					
totalt					1,02E-04
Gödsel					1,59E-05
Totalt inkl transporter, pr	9,03E-07	1,07E-01	1,34E-06	2,75E-05	1,18E-04
Gödsel tillfört marken					
Kol					
Kol					
		3,96E-01		8,78E-04	5,21E-03
Torv					
Torv förbränning					
lagring					
brytning av torv					
Olja					
		3,62E-02		2,74E-05	1,07E-04
Naturgas					
		9,73E-03		8,68E-06	5,12E-05

	resursförbrukning								
	Kol	Brunkol	Naturgas	Olja	Dolomit	Koppar	Uran	Torv	Diesel
	g	g	Nm3	g	g	g	g	g	g
Diesel									
vid produktion				2,34E+00					
vid användning i arbetsmaskiner				2,41E+00					2,33E+01
totalt				4,75E+00					2,33E+01
lastbil 14 ton									
totalt				2,34E+00					
lastbil 32 ton									
totalt				2,34E+00					
vid transport av fartyg inkl precumbustion				1,10E+00					
Bensin									
Bensinproduktion				1,00E-01					
Bensinförbränning				1,00E+00					
totalt				1,10E+00					
Gödsel									
Totalt inkl transporter, pr	4,29E+01		2,61E-01	1,23E+00	2,10E+02				
Gödsel tillfört marken									
Kol									
Kol	5,48E+01	1,16E+00		8,88E-01		6,90E-04			
	5,48E+01	1,16E+00	6,93E-04	8,88E-01			7,89E-05		
Torv									
Torv förbränning						8,60E-04		8,33E+02	
lagring									
brytning av torv									
Olja									
	9,72E-01	1,29E+00	1,50E-03	2,67E+01			8,77E-05		
Naturgas									
	5,30E-01	7,06E-01	2,79E-02	1,81E-01			4,8E-05		

BILAGA 3

Processer	emissioner enhet	till luften						
		CO2 g	CH4 g	N2O g	SO2 g	NOx g	CO g	HC g
Scenario 1 Skogsbruk								
Totalt scenario 1		6,97E+09	2,67E+07	3,07E+05	1,36E+07	1,43E+07	3,67E+06	1,58E+04
Dikningsåtgärder	(dieselemis. fr transp o maskiner)	4,51E+04	2,86E-02	9,14E-01	2,17E+01	4,08E+02	4,86E+01	2,94E+01
Kol produktion och förbränning		6,07E+09	2,46E+07	7,45E+03	1,36E+07	1,43E+07	3,67E+06	1,58E+04
Emissioner från marken		9,00E+08	2,10E+06	3,00E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Scenario 2 Torv- och skogsbruk								
Totalt scenario 2		7,53E+09	1,69E+06	7,84E+05	2,54E+07	2,22E+07	4,08E+06	1,01E+05
Dikningsåtgärder	(dieselemis. fr transp o maskiner)	9,03E+04	5,71E-02	1,83E+00	4,34E+01	8,16E+02	9,73E+01	5,87E+01
Torv	(förbränning, trasp o brytning)	7,15E+09	1,28E+06	5,29E+05	2,54E+07	2,22E+07	4,08E+06	1,00E+05
Emissioner från marken		4,00E+08	4,00E+05	2,40E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kvävegödsling	(prod, spridn, transp, inbundet kol)	-1,60E+07	2,28E+03	1,48E+04	3,65E+03	8,15E+03	1,03E+03	2,50E+02
Scenario 3 Återställd våtmark								
Totalt scenario 3		5,96E+09	3,76E+07	1,01E+05	1,36E+07	1,43E+07	3,67E+06	1,71E+04
Igenläggning dike	(dieselemis. fr transp o maskiner)	1,49E+04	9,46E-03	3,03E-01	7,19E+00	1,35E+02	1,61E+01	9,72E+00
Emissioner från marken		-3,00E+07	1,30E+07	2,00E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kol produktion och förbränning		6,07E+09	2,46E+07	7,45E+03	1,36E+07	1,43E+07	3,67E+06	1,58E+04
Kvävegödsling	(prod, spridn, transp, inbundet kol)	-8,00E+07	1,14E+04	7,40E+04	1,83E+04	4,07E+04	5,14E+03	1,25E+03
Känslighetsanalys								
Olja	(Förbränning, prod o transp)	5,76E+09	7,22E+06	1,17E+05	7,98E+07	1,46E+07	1,99E+06	4,58E+04
Naturgas	(Förbränning, prod o transp)	3,69E+09	1,04E+07	3,98E+00	2,08E+06	3,77E+06	1,56E+06	1,33E+04
Kol BUWAL	(Förbränning, prod o transp)	6,07E+09	2,50E+07	7,44E+03	3,49E+07	1,49E+07	6,72E+06	1,58E+04

Processer	Stoft g	PAH g	NH3 g	Cd g	Hg g	Pb g	Cu g	Zn g	Ni g	Cr g	As g
Scenario 1 Skogsbruk											
Totalt scenario 1	2,72E+06	0,00E+00	0,00E+00	3,24E+01	1,94E+02	1,56E+03	6,48E+02	6,53E+02	5,18E+02	6,48E+02	1,94E+02
Dikningsåtgärder	1,63E+01	0,00E+00	0,00E+00	9,43E-04	0,00E+00	4,71E-04	0,00E+00	5,18E+00	0,00E+00	2,83E-03	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	2,72E+06	0,00E+00	0,00E+00	3,24E+01	1,94E+02	1,56E+03	6,48E+02	6,48E+02	5,18E+02	6,48E+02	1,94E+02
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Scenario 2 Torv- och skogsbruk											
Totalt scenario 2	2,37E+06	2,81E-01	3,64E+05	6,88E+01	1,30E+02	2,59E+03	6,49E+02	2,31E+04	3,24E+03	4,02E+02	3,89E+02
Dikningsåtgärder	3,25E+01	0,00E+00	0,00E+00	1,89E-03	0,00E+00	9,43E-04	0,00E+00	1,04E+01	0,00E+00	5,66E-03	0,00E+00
Torv	2,37E+06	0,00E+00	0,00E+00	6,86E+01	1,30E+02	2,59E+03	6,48E+02	2,31E+04	3,24E+03	4,00E+02	3,89E+02
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kvävegödsling	6,50E+02	2,81E-01	3,64E+05	1,76E-01	1,12E-02	1,07E+00	1,28E+00	3,27E+01	3,98E+00	1,51E+00	2,39E-01
Scenario 3 Återställd våtmark											
Totalt scenario 3	2,72E+06	1,40E+00	1,64E+06	3,33E+01	1,94E+02	1,56E+03	6,54E+02	8,13E+02	5,38E+02	6,56E+02	1,96E+02
Igenläggning dike	5,39E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,12E-04	0,00E+00	1,56E-04	0,00E+00	1,72E+00	0,00E+00	9,36E-04	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	2,72E+06	0,00E+00	0,00E+00	3,24E+01	1,94E+02	1,56E+03	6,48E+02	6,48E+02	5,18E+02	6,48E+02	1,94E+02
Kvävegödsling	3,25E+03	1,40E+00	1,64E+06	8,79E-01	5,60E-02	5,35E+00	6,42E+00	1,64E+02	1,99E+01	7,56E+00	1,19E+00
Känslighetsanalys											
Olja	3,80E+06	7,29E+01	6,80E+02	2,11E+03	2,30E+01	3,72E+03	0,00E+00	4,06E+03	4,35E+04	0,00E+00	0,00E+00
Naturgas	1,98E+05	6,00E+02	3,68E+02	2,77E+00	1,17E+02	2,68E+01	0,00E+00	5,53E+01	1,60E+02	0,00E+00	0,00E+00
Kol BUWAL	4,49E+06	2,52E+01	3,34E+03	7,04E+01	1,96E+02	5,13E+03	6,48E+02	4,08E+03	3,83E+03	5,67E+04	0,00E+00

Processer	HF g	Benzene g	Ca g	Co g	Dioxin g	Lösta part H2S g	g	Mo g	Se g	V g	Metaller g
Scenario 1 Skogsbruk											
Totalt scenario 1	0,00E+00	3,23E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Dikningsåtgärder	0,00E+00	2,26E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	0,00E+00	3,23E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Scenario 2 Torv- och skogsbruk											
Totalt scenario 2	8,18E+00	9,25E+03	1,26E+05	4,55E-01	4,87E-07	1,18E+02	2,33E-02	3,53E-01	1,68E-01	9,73E+00	3,02E-03
Dikningsåtgärder	0,00E+00	4,52E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Torv	0,00E+00	9,22E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kvävegödsling	8,18E+00	2,90E+01	1,26E+05	4,55E-01	4,87E-07	1,18E+02	2,33E-02	3,53E-01	1,68E-01	9,73E+00	3,02E-03
Scenario 3 Återställd våtmark											
Totalt scenario 3	4,09E+01	3,24E+04	5,66E+05	2,27E+00	2,43E-06	5,90E+02	1,16E-01	1,76E+00	8,38E-01	4,87E+01	1,51E-02
Igenläggning dike	0,00E+00	7,49E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	0,00E+00	3,23E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kvävegödsling	4,09E+01	1,45E+02	5,66E+05	2,27E+00	2,43E-06	5,90E+02	1,16E-01	1,76E+00	8,38E-01	4,87E+01	1,51E-02
Känslighetsanalys											
Olja	1,37E+04	1,85E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,39E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,59E+05
Naturgas	2,43E+03	2,40E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,21E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,96E+03
Kol BUWAL	1,17E+05	3,23E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,46E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,36E+06

till vattnet

Processer	Olja(aq) g	Fenol(aq) g	COD(aq) g	Tot-N(aq) g	Cr(aq) g	Cr3+ (aq) g	Cu (aq) g	As (aq) g	Cd (aq) g	Ba (aq)	NH3 (aq) g
Scenario 1 Skogsbruk											
Totalt scenario 1	7,66E+04	4,45E+02	5,90E+03	3,55E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Dikningsåtgärder	2,28E-01	3,26E-01	6,85E-01	1,09E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	7,66E+04	4,45E+02	5,90E+03	3,55E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Scenario 2 Torv- och skogsbruk											
Totalt scenario 2	1,03E+03	1,33E+03	2,80E+03	7,43E+02	1,34E-02	7,35E-02	1,84E-03	1,20E-02	5,86E-03	0,00E+00	6,31E-05
Dikningsåtgärder	4,57E-01	6,51E-01	1,37E+00	2,17E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Torv	9,31E+02	1,33E+03	2,79E+03	4,42E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kvävegödsling	9,94E+01	2,12E+00	5,60E+00	3,00E+02	1,34E-02	7,35E-02	1,84E-03	1,20E-02	5,86E-03	0,00E+00	6,31E-05
Scenario 3 Återställd våtmark											
Totalt scenario 3	7,71E+04	4,56E+02	5,93E+03	5,05E+03	6,70E-02	3,68E-01	9,21E-03	5,98E-02	2,93E-02	0,00E+00	3,16E-04
Igenläggning dike	7,56E-02	1,08E-01	2,27E-01	3,59E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	7,66E+04	4,45E+02	5,90E+03	3,55E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kvävegödsling	4,97E+02	1,06E+01	2,80E+01	1,50E+03	6,70E-02	3,68E-01	9,21E-03	5,98E-02	2,93E-02	0,00E+00	3,16E-04
Känslighetsanalys											
Olja	2,30E+06	1,25E+04	7,43E+04	8,58E+04	1,75E+03	0,00E+00	6,59E+02	2,71E+02	9,87E+01	2,25E+05	8,85E+04
Naturgas	8,59E+04	3,74E+02	2,42E+03	8,09E+02	7,33E+02	0,00E+00	2,76E+02	1,12E+02	3,71E+00	5,85E+03	1,31E+03
Kol BUWAL	7,66E+04	4,45E+02	5,90E+03	3,55E+03	5,67E+04	0,00E+00	2,82E+04	1,13E+04	2,87E+02	4,60E+05	9,00E+03

Processer	NO3- (aq) g	Metaller (a Ni (aq)) g	Pb (aq) g	SO42-(aq) g	P-tot(aq) g	V (aq) g	Zn (aq) g	PO43-(aq) g	
Scenario 1 Skogsbruk									
Totalt scenario 1	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Dikningsåtgärder	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Scenario 2 Torv- och skogsbruk									
Totalt scenario 2	3,64E+05	1,51E-02	4,76E-02	4,36E-02	2,86E+02	2,41E-03	3,58E-03	7,35E-02	2,73E-01
Dikningsåtgärder	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Torv	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kvävegödsling	3,64E+05	1,51E-02	4,76E-02	4,36E-02	2,86E+02	2,41E-03	3,58E-03	7,35E-02	2,73E-01
Scenario 3 Återställd våtmark									
Totalt scenario 3	1,64E+06	7,57E-02	2,38E-01	2,18E-01	1,43E+03	1,21E-02	1,79E-02	3,68E-01	1,36E+00
Igenläggning dike	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kvävegödsling	1,64E+06	7,57E-02	2,38E-01	2,18E-01	1,43E+03	1,21E-02	1,79E-02	3,68E-01	1,36E+00
Känslighetsanalys									
Olja	5,73E+04	5,41E+05	7,51E+02	7,00E+05	2,34E+06	0,00E+00	0,00E+00	1,78E+03	6,92E+03
Naturgas	1,69E+03	9,45E+03	2,80E+02	3,29E+02	6,30E+05	0,00E+00	0,00E+00	5,63E+02	3,32E+03
Kol BUWAL	5,28E+03	5,97E+05	2,84E+04	2,84E+04	2,57E+07	0,00E+00	0,00E+00	5,69E+04	3,38E+05

energi resurser

Processer	vattenkraf	Kol	Brunkol	Naturgas	Olja	Dolomit	Koppar	Uran	Torv	Diesel
	MJ	g	g	m3	g	g	g	g	g	g
Scenario 1 Skogsbruk										
Totalt scenario 1	0,00E+00	3,55E+09	7,53E+07	0,00E+00	5,75E+07	0,00E+00	4,47E+04	0,00E+00	0,00E+00	1,33E+04
Dikningsåtgärder	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,71E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,33E+04
Kol produktion och förbränning	0,00E+00	3,55E+09	7,53E+07	0,00E+00	5,75E+07	0,00E+00	4,47E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Scenario 2 Torv- och skogsbruk										
Totalt scenario 2	0,00E+00	1,15E+05	0,00E+00	6,99E+02	7,50E+06	5,62E+05	5,57E+04	5,70E-05	5,40E+10	1,97E+07
Dikningsåtgärder	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,43E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,66E+04
Torv	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,48E+06	0,00E+00	5,57E+04	0,00E+00	5,40E+10	1,96E+07
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kvävegödsling	0,00E+00	1,15E+05	0,00E+00	6,99E+02	1,46E+04	5,62E+05	0,00E+00	5,70E-05	0,00E+00	2,00E+04
Scenario 3 Återställd våtmark										
Totalt scenario 3	0,00E+00	3,55E+09	7,53E+07	3,49E+03	5,76E+07	2,81E+06	4,47E+04	2,85E-04	0,00E+00	1,04E+05
Igenläggning dike	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,98E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,41E+03
Emissioner från marken	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kol produktion och förbränning	0,00E+00	3,55E+09	7,53E+07	0,00E+00	5,75E+07	0,00E+00	4,47E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kvävegödsling	0,00E+00	5,74E+05	0,00E+00	3,49E+03	7,30E+04	2,81E+06	0,00E+00	2,85E-04	0,00E+00	1,00E+05
Känslighetsanalys										
Olja	3,66E+05	6,30E+07	8,36E+07	9,74E+04	1,73E+09	0,00E+00	0,00E+00	5,68E+03	0,00E+00	0,00E+00
Naturgas	2,00E+05	3,43E+07	4,58E+07	1,81E+06	1,17E+07	0,00E+00	0,00E+00	3,11E+03	0,00E+00	0,00E+00
Kol BUWAL	3,40E+05	3,55E+09	7,53E+07	4,49E+04	5,75E+07	0,00E+00	0,00E+00	5,11E+03	0,00E+00	0,00E+00

|