

Examensarbete INES nr 274

# Ekosystemtjänster i svenska agroforestrysystem



Sebastian Andersson Hylander

2013  
Institutionen för  
Naturgeografi och Ekosystemvetenskap  
Lunds Universitet  
Sölvegatan 12  
223 62 Lund



# Ekosystemtjänster i svenska agroforestrysystem

---

Sebastian Andersson Hylander

2013

Kandidatuppsats

Naturgeografi och ekosystemvetenskap

Lunds Universitet

Handledare

Harry Lankreijer,

Institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap Lunds Universitet

Johanna Björklund,

Institutionen för naturvetenskap och teknik Örebro Universitet

*Omslagsbild – Holma skogsträdgård. Hylander 2013*

# Förord

Detta är ett examensarbete på 15 högskolepoäng i naturgeografi och ekosystemanalys på Lunds Universitet, institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap. Uppsatsen har skrivits i anknytning till det deltagardrivna forskningsprojektet, Hållbar livsmedelsproduktion i Sverige – att odla och äta från perenna system, koordinerat från Örebro Universitet. Jag vill därför rikta ett tack till Johanna Björklund, projektledare för forskningsprojektet.

Ett stort tack till Harry Lankreijer för handledning och kunskap till mitt skrivande. Jag vill även tacka Louise Andersson, Hans Holmgren och Caroline Karlsson. Ett sista tack till de lantbrukare som svarat på frågor om agroforestry.

Sebastian Andersson Hylander  
2013

## **Sammanfattning**

Lantbruket har en påverkan på miljön och därmed jordens ekosystem. Det är viktigt att lantbruket utvecklas på ett sådant sätt att dess påverkan på ekosystemen bli så liten som möjlig. Processer i ekosystemen ger upphov till ekosystemtjänster. Det är ekosystemtjänsterna som ger oss mat, reglerar klimatet, gör näringscykler möjliga med mycket mer. Ett hållbart lantbruk bör därför inte påverka ekosystemtjänsterna i en allt för stor utsträckning.

Agroforestry är en typ av lantbruk som har möjlighet att påverka ekosystemtjänsterna positivt. Forskning på agroforestry i Sverige är relativt nytt. I nuläget drivs ett deltagardrivet forskningsprojekt från Örebro universitet om svensk agroforestry, Hållbar livsmedelsproduktion i Sverige – att odla och äta från perenna system. För att studera agroforestrysystems potential till att vara ett hållbart lantbruk i Sverige behöver ekosystemtjänsterna undersökas och utvärderas. I detta arbete beskrivs de reglerande och stödjande ekosystemtjänster som bedömts som viktiga i Sverige, samt hur de kan mätas.

De viktiga reglerande och stödjande ekosystemtjänster som sker i Sverige är kollagring, biologisk kontroll, pollinering och kvävefixering. Utöver det sker ett flertal processer under mark som identifierats som viktiga att undersöka. Kollagring kan mätas genom carbon accounting (kolberäkning) och eddy covariance (luft- fluxmätning). Biologisk kontroll och pollinering kan utvärderas genom att mäta biodiversiteten. Kvävefixering kan mätas genom kvävebalans och kväveskillnad. I jorden är totala kolet, näring, jordstruktur och vatten viktiga mätparametrar.

## **Abstract – Ecosystem services in Swedish agroforestry**

Agriculture has an impact on the environment and therefore the ecosystems. It is important that the agriculture is managed in such a way that the impacts on the ecosystems are as small as possible. The processes in the ecosystems give rise to ecosystem services. It is the ecosystem services that give us food, regulates the climate, fuel nutrient cycles and a lot more. A sustainable agriculture should therefore not have a negative influence over ecosystem services.

Agroforestry is an agricultural form that has the opportunity to have a positive effect on ecosystem services. Research on agroforestry in Sweden is relatively new. Today there is an ongoing participatory research project coordinated from Örebro University, Sustainable food production in Sweden – the potential of agroforestry systems. To be able to study agroforestry's potential to become a sustainable agriculture in Sweden the ecosystem services needs to be researched and evaluated. This work describes the regulating and supporting ecosystem services that has been estimated to be important in Sweden and how to measure them.

The most important regulating and supporting ecosystem services in Sweden are carbon sequestration, biological control, pollination and nitrogen fixation. Beyond that many processes happens below ground that have been identified as important to measure. Carbon sequestration can be measured by carbon accounting and eddy covariance. Biological control and pollination can be evaluated by measuring the biodiversity. Nitrogen fixation can be measured by nitrogen balance and nitrogen difference. In the soil total carbon, nutrients, structure and water are important measuring parameters.

## **Nyckelord**

Naturgeografi, Agroforestry, Ekosystemtjänster, Mätmetoder, lantbruk

## Innehåll

Sammanfattning.....	3
Abstract – Ecosystem services in Swedish agroforestry .....	3
1. Introduktion .....	6
1.1 Syfte och avgränsning .....	7
2. Lantbruket.....	8
3. Ekosystem .....	11
4. Ekosystemtjänster.....	12
5. Agroforestry .....	15
5.1 Ekologin i ett agroforestrysystem .....	15
5.2 Agroforestry i Europa .....	18
5.3 Agroforestry i Sverige.....	19
5.3.1 Skogsträdgård .....	20
5.3.2 Silvopasture.....	21
6. Viktiga ekosystemtjänster.....	22
6.1 Kollagring .....	22
6.2 Biodiversitet .....	23
6.3 Jord.....	24
6.4 Kvävefixering.....	25
7. Mätningmetoder .....	26
7.1 Kollagring .....	26
7.1.1 Carbon accounting (Kolberäkning).....	26
7.1.2 Eddy covariance (luft- flödesmätning) .....	27
7.2 Biodiversitet .....	27
7.3 Jord.....	28
7.3.1 Totala jordkolet.....	28
7.3.2 Näring.....	29
7.3.3 Jordstruktur .....	29
7.3.4 Vatten.....	29
7.4 Kvävefixering.....	30
7.4.1 Kvävebalans .....	30
7.4.2 Kväveskillnad.....	30
8. Ett exempel från Europa .....	31
9. Diskussion .....	32

9.1 Kollagring .....	32
9.2 Biodiversitet .....	33
9.3 Jord.....	33
9.4 Kvävefixering.....	34
9.5 Deltagardriven forskning .....	34
9.6 Om agroforestry och forskning.....	35
10. Slutsats .....	37
11. Referenser.....	38
12. Ordlista.....	44
13. Bilaga – Svar på frågor .....	46

## 1. Introduktion

Människan är beroende av olika resurser från naturen. Många av dessa resurser kommer från den terrestriska biosfären. Mat, fibrer och bioenergi är exempel på viktiga naturresurser som biosfären ger oss. Dessa är också förnyelsebara till skillnad från naturresurser som till exempel malmer och olja vilka är ändliga. Människan odlar mat genom olika typer av jordbruk och utnyttjar skogens resurser genom skogsbruk. Trots att jordbruket och skogsbruket använder sig av förnyelsebara resurser är det viktigt att det sker på ett hållbart sätt (Daily 1997). För snabb avverkning av skog, omvandling av naturliga ekosystem till odlingslandskap och konstbevattning är exempel på förändringar som skadar naturen (Foley et al. 2005; FAO 2012).

Skogen förser människor med en rad resurser och enligt Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2013b) är runt 1.6 miljarder människor direkt beroende av skogen för att överleva. Skogsindustrin eller skogsbruket producerar fibrer (pappersmassa och virke) och energi (biobränsle och ved) vilket är produkter som i princip alla människor är beroende av. Sverige som är en stor skogsindustri nation förbrukar 5 % av världens industrived samtidigt som Sverige producerar 6 % av världens pappersmassa (FAO 2013c). Skogen kan också medföra miljöbetingade fördelar som inte är lika tydliga som de direkta produkterna. Till exempel bevarandet av biodiversitet och kollagring (FAO 2012). Träden i skogen producerar även mat i form av frukter och nötter och kan därför användas inom jordbruket (FAO 2012).

Jordbruket förser världens människor med mat. År 2012 beräknades 1 av 8 personer på jorden vara undernärda (FAO et al. 2012). Det finns alltså redan i nuläget ett problem med att människor går hungriga. Enligt tidigare beräkningar av FAO (2006) och Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) produceras totalt sett tillräckligt med mat för att ingen ska behöva gå undernärda. Det är därför andra problem än bara produktiviteten som ligger bakom undernäringen. Socioekonomiska skäl leder till att folk inte har råd att införskaffa mat och/eller investera i sitt jordbruk för att öka produktiviteten lokalt. Det geografiska läget där de naturliga förutsättningarna för jordbruk är dåliga är ett annat exempel på ett problem (Hazell and Wood 2008). Ett jordbruk odlar inte enbart föda för direkt konsumtion utan en gröda kan gå till andra ändamål. Därför är även allokeringen av grödorna viktig (Foley et al. 2011). Grödorna i ett jordbruk kan användas till djurfoder som indirekt ger mat, det kan användas till bioenergi och till andra industri produkter. Av jordens växtodling går 62 % direkt till människoföda medan 35 % går till djurfoder. Resterande 3 % går till bioenergi och andra industriprodukter (Foley et al. 2011). Det är därför många faktorer som påverkar människors tillgång till mat och fler förändringar än bara ökad produktivitet krävs (Hazell and Wood 2008).

I takt med att vi blir fler människor och med en växande ekonomi och levnadstandard, kommer behovet av produkter och livsmedel som skogsbruket och jordbruket förser oss med att öka. Fler människor kommer kräva tillgång till ineffektiva (i produktionsperspektiv) dyra jordbruksvaror som till exempel kött. Det finns en risk för att skogen kommer avverkas i ett allt för snabbt tempo och naturliga ekosystem riskerar att ersättas av odlingslandskap och planteringskogor för produktion av snabba råvaror (Tilman et al. 2001; Foley et al. 2005). Dessa faktorer innebär att det kommer ställas stora krav på jordbruket i form av produktivitet och förmåga att producera olika livsmedel. Kraven ställs också på skogen då den ska förse fler människor med råmaterial. En av de största utmaningarna är därför att lantbruket utvecklas och sköts på ett hållbart sätt som innebär minskade effekter på miljön både lokalt och globalt (Foley et al. 2011; Hazell and Wood 2008; Tilman et al. 2001; MEA 2005a; Foley et al. 2005). Sker det på ett ohållbart sätt kan ekosystemen falla samman vilket leder till att vi människor inte längre kan utnyttja de resurser biosfären ger oss (Daily 1997). Framförallt

jordbruket har uppmärksammat på senare tid vilket har lett till en diskussion om att ett bättre och mer hållbart jordbruk är nödvändigt (Foley et al. 2011; Hazell and Wood 2008; UN 1992).

En typ av markanvändning som anses vara miljövänlig ur många synvinklar är agroforestry (MEA 2005b). Agroforestry kombinerar både skogsbruk och jordbruk vilket leder till att det både ger råvaror från träden och livsmedel från grödorna (Sanchez 1995). Sköts ett agroforestrysystem rätt interagerar växterna med varandra på ett positivt sätt vilket bland annat kan öka avkastningen, öka biodiversiteten, minska bekämpningsmedel, minska användning av gödslingsmedel med mera (Nair 1993).

Allting människan använder och allting människan får från biosfären kommer från processer i ekosystemen och de kallas därför ekosystemtjänster (MEA 2005b). Ett hållbart miljövänligt markanvändningssystem borde därför leverera ett antal viktiga ekosystemtjänster. Detta är vad som är tänkt av ett agroforestrysystem (Nair 1993). Därför är ekosystemtjänsterna i ett agroforestrysystem intressanta.

### **1.1 Syfte och avgränsning**

Agroforestry har främst använts och undersökts i tropiska områden (Nair et al. 2008). Men under de senaste åren har agroforestry även applicerats och prövats i de tempererade delarna av världen, som i Nordamerika och Europa (Udawatta and Godsey 2010). I Sverige finns inte mycket forskning på agroforestry. I nuläget drivs ett projekt om just agroforestry som koordineras från Örebro Universitet, Hållbar livsmedelsproduktion i Sverige – att odla och äta från perenna system. Projektet är ett deltagardrivet forskningsprojekt, vilket syftar till ”*samtida forskning, utveckling och förändring av lantbrukssystem genom samverkan mellan forskare, lantbrukare och andra aktörer*” (Eksvärd and Rydberg 2010). Detta examensarbete har anknytning till forskningsprojektet på Örebro Universitet.

Agroforestry har potential att bidra med ekosystemtjänster och vara ett hållbart alternativ till många nuvarande odlingsystem. Det kan därför vara av intresse att undersöka systemen i Sverige. Ska agroforestry tillämpas som ett alternativ i lantbruket i Sverige krävs forskning inom området. För att kunna visa på resultat inom forskningen behövs metoder för att mäta olika faktorer. Först då blir det möjligt att påvisa både positiva och negativa effekter av ett agroforestrysystem. Viktiga faktorer och mätmetoder behöver därför identifieras. Detta arbete är inriktad på dessa delar och har följande syfte:

Vilka ekosystemtjänster bör undersökas och följas upp i Svenska agroforestrysystem samt med vilka metoder kan de mätas?

- Vilka ekosystemtjänster kan agroforestrysystemen bidra till som är viktiga i Sverige?
- Hur kan dessa rent praktiskt mätas med de förutsättningarna som finns i ett deltagardrivet forskningsprojektet?

Arbetet är avgränsat till reglerande och stödjande ekosystemtjänster. Avkastning och ekonomiska kalkyler av ekosystemtjänsterna i agroforestrysystem är inte inkluderade. En inriktning har skett på de två agroforestrysystem som undersöks i forskningsprojektet, skogsträdgårdar och silvopasture. Utöver det har hänsyn tagits till de förutsättningar för metoder som är möjliga inom ett deltagardrivet forskningsprojekt.

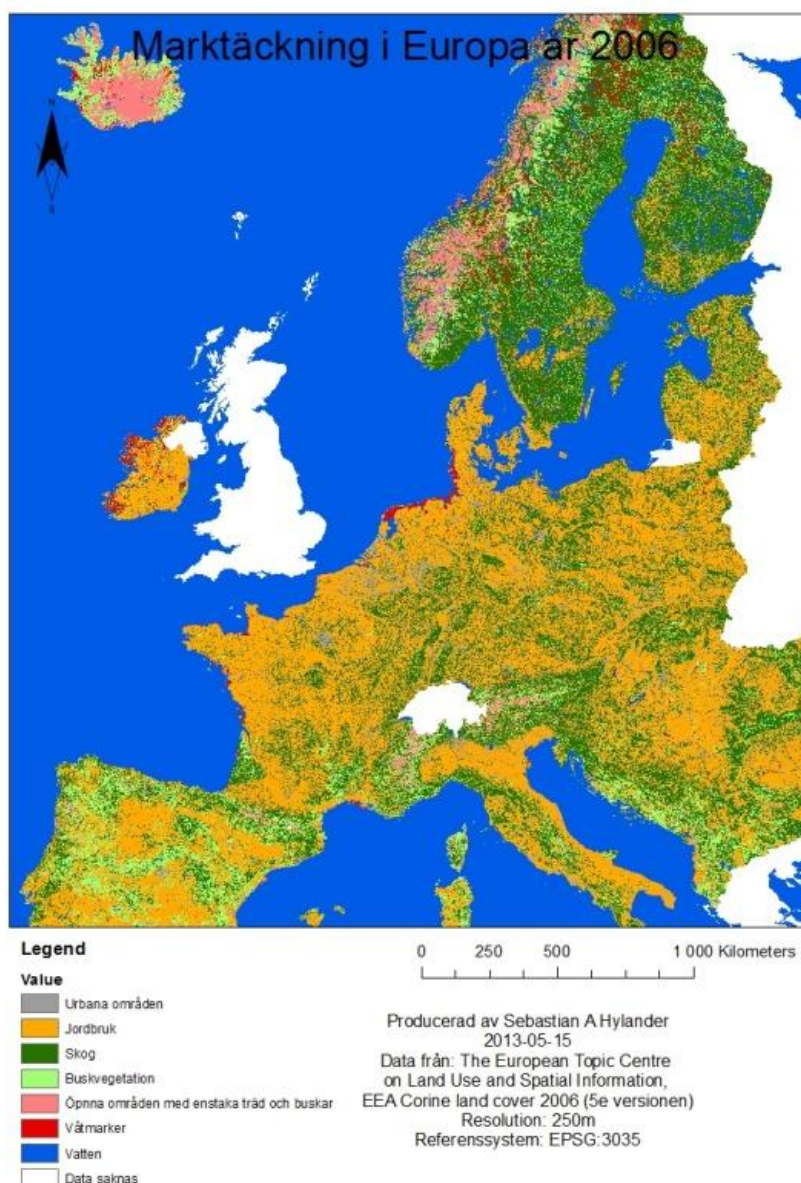


## 2. Lantbruket

Jordbruket är en antropogen miljö och trots det är 33 % av jordens landyta täckt av jordbruk (FAOSTAT 2011). Detta kan jämföras med skogen som täcker en yta av 31 % (FAO 2013a). Värt att nämna här är att även stora delar av skogen kan vara planterad av människan. Genom att vara en så stor del av jordens landareal samt då det förser människor med något av det mest essentiella för vår överlevnad är det viktigt att jordbruket sköts på ett hållbart sätt.

Jordbruket påverkar miljön genom att naturliga ekosystem ersätts med odlingar eller betesmark och genom att jordbruket intensifieras med konstbevattning, gödningsmedel, biocider (bekämpningsmedel) och användning av maskiner (Foley et al. 2011). När naturliga ekosystem ersätts med jordbruk förändras kolbalansen i systemet och biodiversiteten minskar. Skövlas skog i samband med en markförändring släpps koldioxid ut (Foley et al. 2005). Det intensiva jordbruket som har ökat produktiviteten har negativa effekter på miljön genom att minska grundvattennivån, rubba näringscykler och förorena mark (detta kommer att kallas konventionellt jordbruket i resterande del av arbetet). Jordbruket står dessutom för 30 % av de totala antropogena växthusgasutsläppen i form av koldioxidutsläpp (CO<sub>2</sub>), metanutsläpp (CH<sub>4</sub>) och lustgasutsläpp (N<sub>2</sub>O) (Smith and Gregory 2013).

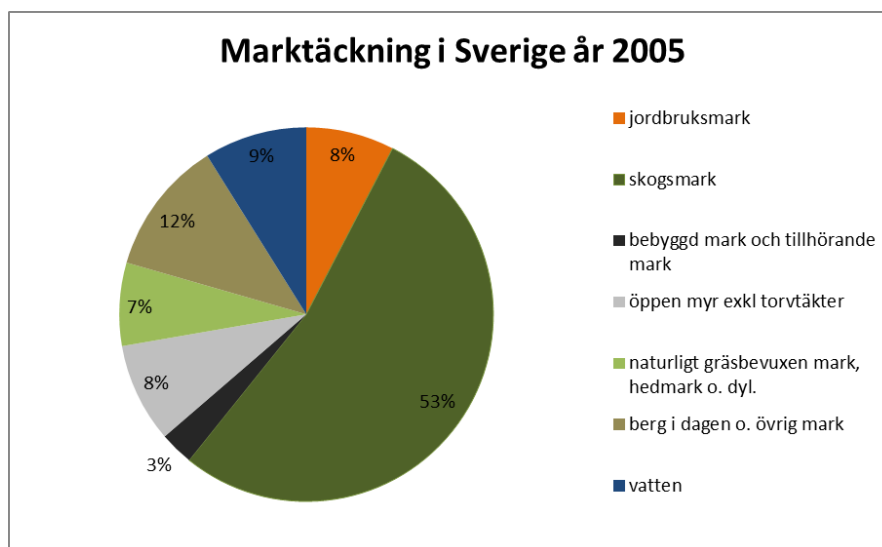
Europa är ett av de områden i världen som utnyttjas mest och intensivast av människan. Hela 80 % av Europas landareal är urbana miljöer och lantbruk (EEA 2013). I större delen av Europa bedrivs konventionellt jordbruk och år 2005 var endast 4 % ekologiskt jordbruk (EEA 2005). Det konventionella jordbruket som täcker en så pass stor yta (se karta 1) och bedrivs intensivt utsätter miljön för ett högt tryck. Stora delar av Europas jordbruk är beroende av gödningsmedel och bekämpningsmedel (EEA 2007). Det leder till att vatten förorenas av nitrater, fosfor och andra kemikalier. Vissa områden i Europa är beroende av konstbevattning vilket leder till minskade vattenresurser, sänkt grundvattennivå, försaltning och landdegration. Markförändringar i form av erosion är även på många håll ett problem som är förknippat med jordbruk. Biodiversiteten som tidigare har präglats av och anpassats till Europas odlingslandskap minskar med det monotona konventionella jordbruket. Biodiversiteten påverkas negativt av intensifiering,



Karta 1. Karta över Marktäckningen i Europa. Data hämtad från EEA.

omvandling av gräslandskap till grödor och minskade habitatområden till förmån för mekanisering. I Europa står dessutom jordbruket för mellan 8-10 % av Europas totala växthusgasutsläpp (EEA 2007).

Marktäckningen i Sverige ser annorlunda ut än i andra delar av Europa. Mer än hälften av Sveriges landareal är täckt av skog och endast 8 % av jordbruksmark, se figur 1 (SCB 2005). Trots det har jordbruket en påverkan på miljön. Till jordbruket räknas åker, betesmark och ängsmark. Sverige har i princip samma problem som resterande del av Europa. Betesmarken har till exempel under århundraden gynnat den biologiska mångfalden men på senare tid då betesmarker har ersatts med åkermarker har biodiversiteten minskat. Dessutom var odlingslotterna mindre och landskapet var mer varierande med buskar och träd. Det innebar mindre öppen mark som orsakar erosion och näringsläckage till sjöar och vattendrag. Då delar av det ”forna” odlingslandskapet har ersatts med stora åkerarealer har näringsläckage ökat, humusen (jordorganiskt material) i jorden har minskat och tungmetallnivåer i mark och vatten har stigit (Naturvårdsverket 2008). På den nuvarande åkarmarken sker en koncentration och intensifiering vilket leder till överutnyttjande i form av påverkan av bekämpningsmedel och övergödning (Naturvårdsverket 2012b).



Figur 1. Marktäckning i Sverige år 2005. Data hämtad från statistiska centralbyrån (SCB).

Sverige är en stor skogsindustri nation. Även då skogen i många fall är ett naturligt ekosystem kan skogsbruket ha en negativ påverkan på miljön. I en av Sveriges 16 miljökvalitetsmål, levande skogar, antagna av riksdagen, är skogen direkt inkluderad. Miljökvalitetsmålen existerar för att se till så miljön följer en hållbar utveckling. I miljökvalitetsmålet för levande skogar redogörs problem med de svenska skogarna. Det beskrivs att många värdefulla skogsmiljöer med hotade skogsarter är på nedgång eller ökar för långsamt. Anledningen kan vara skogsbrukets skötselprogram eller att naturliga störningar såsom bränder har upphört. Ett annat problem är att det förekommer övergödning inom vissa delar av skogsbruket. Detta problem är dock relativt litet och har minskat på senare år. Avverkning av skog för bränsle när grenar och toppar avlägsnas påverka miljön negativt då marken lättare försuras och näringstillgången minskar (Naturvårdsverket 2012a).

Det finns uppenbara problem med hur vi sköter lantbruket och framförallt jordbruket. Både skogsbruket och jordbruket har tydliga effekter på miljön. De problem som uppstår med lantbruket är i grunden en förändring av naturen eller själva ekosystemet till den mån att den inte kan upprätthålla sig själv och människan. För att visa på detta kan man ta ett antal exempel: näringsläckage som läcker

ut ur jordbrukssystemen kommer från gödselmedel. Naturen och de naturliga ekosystemen behöver inte gödulas då de försörjer sig själv med nödvändig näring. Skadedjur regleras av ekosystemet för att ligga på en acceptabel nivå. Konstbevattningen som leder till minskade vattenresurser är inte nödvändigt i naturliga ekosystem. Systemet växer efter tillgänglig vattenmängd och maximerar sin produktion under rådande förhållanden. Naturen innehåller en diversitet av arter som alla hjälper till med att upprätthålla ekosystemet och därmed varandra. Förändras deras miljö allt för snabbt kan de inte längre överleva och biodiversiteten minskar och ekosystemet kan falla samman.

Det konventionella jordbruket och skogsbruket är inte bara negativt eftersom det är nödvändigt för att försörja människor med mat och råvaror. Odlingen måste vara högproduktiv och i nuläget är det på bekostnad av miljön. I slutändan kan det visa sig att kostnaden blir allt för stor för naturen och människan. Miljön kan ta för mycket skada vilket leder till att naturen inte orkar hålla upp produktionen. Att lösa problemet med att ha ett produktivt jordbruk som samtidigt är skonsamt för miljön är därför av yttersta vikt. Då det i naturen finns väldigt produktiva system borde det därför vara möjligt att använda sig av naturen som ett exempel på ett produktivt jordbruk.

Det är ekosystemprocesser som upprätthåller ett ekosystem. Till följd av ekosystemprocesserna får vi ekosystemtjänster som försörjer människan med mat och råvaror. Att förstå naturen och lära sig av den borde hjälpa människan till att få både produktiva och hållbara markanvändningssystem. Agroforestry är en typ av markanvändning som har påvisats kunna vara hållbart och produktivt. För att bättre förstå varför agroforestry har förmåga att vara hållbart och produktivt behöver man förstå vad ett ekosystem och en ekosystemtjänst är. Följande två stycken försöker förklara detta.

### 3. Ekosystem

För att förstå begreppet ekosystemtjänster är det nödvändigt med en kort beskrivning av vad ett ekosystem egentligen är. Kort definierat är det ett ekologiskt system som består av alla organismer, det biotiska, i ett område och den fysiska miljö, det abiotiska, som de interagerar med (Chapin et al. 2011; CBD 1992). Enligt denna definition kan människan inkluderas som en del av ett ekosystem (CBD 2004) och om inte så finns det ekosystem som är skapat och upprätthålls av människan såsom urbana- och odlingslandskap. Storleksskalan på ett ekosystem varierar beroende på vad som studeras. Det kan vara allt från en algkoloni till en skog eller till hela planeten jorden (Chapin et al. 2011).

Energi och ämnen överförs mellan och inom den biotiska och abiotiska delen av ett ekosystem genom olika processer (Chapin et al. 2011). Dessa processer är drivkraften bakom ett ekosystem och det är de som i grunden ger upphov till liv. Den mest typiska processen som sker är fotosyntesen då växter och alger använder ljusenergi för att omvandla vatten och koldioxid till kolhydrater. Detta kallas primärproduktion och växterna eller algerna kallas primärproducenter (Chapin et al. 2011). Kolet i kolhydraterna rör sig sedan genom ekosystemet genom att till exempel växten bryts ned av nedbrytare eller att herbivorer äter växten och för energi och kolet vidare i näringskedjan – ett kretslopp. Ett antal ekosystemprocesser sker inom ett ekosystem och dessa ger bland annat upphov till vattnets kretslopp, näringscykler och bildande av olika jordtyper (Chapin et al. 2011).

För ett fullt fungerande ekosystem krävs därför olika komponenter, både biotiska och abiotiska. De viktigaste biotiska komponenterna är primärproducenterna som skapar biomassa, nedbrytarna som bryter ner organiskt material och avger koldioxid och näringsämnen till atmosfären, djuren som överför energi och material inom systemet och har en stor påverkan på kvantiteten och aktiviteten av plantor och nedbrytare. De viktigaste abiotiska komponenterna är vatten, atmosfären som avger kol och kväve och jordmineralerna som förser organismer med näring (Chapin et al. 2011). Alla dessa komponenter och processer som de bidrar med är nödvändiga för oss människor och resultatet av dem är en ”nytta” eller en ”tjänst” som ekosystemet ger oss (Brown et al. 2007).

Ekosystemprocesserna är viktiga för ekosystemet vilket i sin tur är viktiga för oss människor och andra levande organismer. Det finns även faktorer som påverkar ekosystemet. Fem oberoende faktorer påverka ett ekosystems funktion. Dessa är: klimatet, tiden, topografin, bergartsmaterial i området och potentiell flora och fauna för området (Amundson and Jenny 1997). Det finns sedan faktorer som indirekt (både påverkar och påverkas) av ekosystemet. Dessa är: tillgång av resurser i jorden, floran och faunan, störningsregim (eld, storm, och så vidare) och mänsklig aktivitet (Chapin et al. 1996; Chapin et al. 2011). Det kommer inte föras någon diskussion om dessa faktorer i resterande del av rapporten men det är nödvändigt att ha dem i baktanke för att förstå att ett ekosystem är olika i rum och tid samt hur ett ekosystem kan förändras med ett byte av markanvändning.

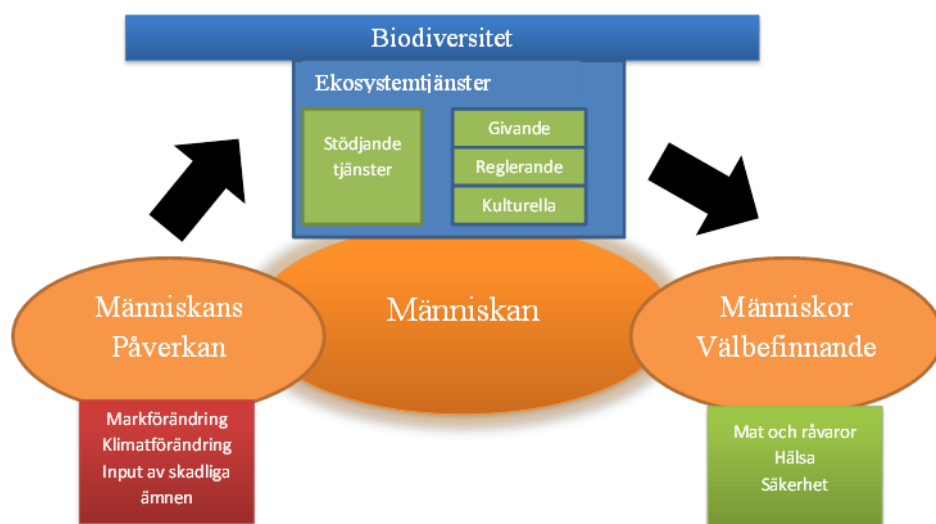
## 4. Ekosystemtjänster

I tidigare stycken har begreppet ekosystemtjänst nämnts. Det beskrivs då som de processer inom ett ekosystem som är nödvändiga för de flesta sorters liv. Men det är inte ekosystemprocesserna som är ekosystemtjänsterna utan det är vad dem ger upphov till (Brown et al. 2007). Ekosystemtjänstbegreppet är förhållandervis nytt och den mest vedertagna definitionen är den som sattes av The Millennium Ecosystem Assessment (MEA) år 2005. De definierar en ekosystemtjänst som de fördelar människor får från ekosystemen/naturen. TEEB (The Economics of Ecosystem and Biodiversity) definierar ekosystemtjänster som ekosystems direkta och indirekta bidrag till människors välbefinnande (TEEB 2010). Ytterligare definition finns av olika författare och organisationer. Vad de flesta har gemensamt är att en ekosystemtjänst är de fördelar vi människor får från ekosystemet.

I detta arbete har MEA definition av ekosystemtjänster valts som utgångspunkt. MEA delar in ekosystemtjänsterna i 4 olika typer:

- Givande (*Provisioning*) – mat, vatten, ved och fiber.
- Reglerande (*Regulating*) – klimat, översvämningar, sjukdomar, avfall och vattenkvalité.
- Kulturella (*Cultural*) – rekreation, estetiska och spirituallistiska.
- Stödjande (*Supporting*) – jord formation, fotosyntes och näringscykler.

Många av de miljöproblem som uppstår i jordbruket är på grund av att vissa ekosystemtjänster minskar. Som tidigare nämnts i stycket lantbruk är ett problem näringsläckage. I ett naturligt väl fungerande ekosystem finns stödjande tjänster vilket ger näring till systemet via effektiva näringscykler, gödningsmedel är då inte nödvändigt. Det finns reglerande tjänster vilket höjer vattenkvalitén i form av att hålla kvar näringen inom ekosystemet. MEA beräknade att 60 % av de 24 ekosystemtjänster som undersöktes var på nedgång. Det leder till allvarliga miljöproblem (MEA 2005b). En stor anledningen till att ekosystemtjänsterna minskar är förlusten av biodiversitet (MEA 2005c). Biodiversiteten räknas inte som en ekosystemtjänst utan det är en förutsättning för det. I figur 2 illustreras ekosystemtjänster i förhållande till biodiversitet och människor.



Figur 2. Illustration över hur ekosystemtjänster påverkar samt påverkas av människan. Modifierad från (MEA 2005b).

Det här arbetet har begränsats till de reglerande och stödjande ekosystemtjänsterna. De båda är tjänster som i de flesta fall påverkar människan indirekt. Det innebär att deras ekonomiska betydelse är svår att mäta till skillnad från givande tjänster. Att ekonomiskt kalkylera matproduktionen i ett system är förhållandevis lätt. Då de indirekta ekosystemtjänsterna är betydligt svårare att värdera ekonomiskt har de ofta hamnat i skymundan (Naturvårdsverket 2012b). Ofta maximeras i stället ett system där en ekonomisk vinning lätt kan ses. Risken är att det leder till negativa effekter för de stödjande och reglerande tjänsterna. Detta kan i längden även leda till ekonomiska förluster. Under senare år har dock de indirekta tjänsterna uppmärksammat och ekonomiska kalkyleringar på dem har gjorts, se bland annat TEEB (2010). Det har då visat sig att ekologiska odlingsystem med fler indirekta ekosystemtjänster kan ge ekonomiska fördelar i jämförelse med monokulturer i form av kvävefixering och skadedjursbekämpning (Wratten et al. 2013). I detta arbete har vikt lagts vid kvantitativ utvärdering av de indirekta ekosystemtjänsterna. Hur de kan utvärderas ekonomiskt diskuteras inte.

För att nå målet att komma fram till vilka ekosystemtjänster som bör mätas i svenska agroforestrysystem finns ett behov av att titta närmare på de reglerande och stödjande tjänsterna. Reglerande tjänster är processer som styr olika förhållanden. Stödjande tjänster är processer inom ett ekosystem som stöttar varandra.

#### Reglerande

- Gasreglering av atmosfären (kemiskt sett). Exempel CO<sub>2</sub>/O<sub>2</sub>, SO<sub>x</sub>.
- Klimatreglering av temperatur, nederbörd och andra processer som biologiska aktiviteter påverkar (Exempel växthusgas- utsläpp).
- Katastrofreglering och dämpandet av miljö fluktuationer. Exempel storm skydd, återhämtning efter torka med mera.
- Vattenreglering (hydrologin). Exempel konstbevattning.
- Vattentillförsel (bevarandet av vatten). Exempel akvifer, reservoarer med mera.
- Erosions- och sedimentkontroll. Exempel reduktion av ytavrinning.
- Avfallsbehandling (Återhämtandet av mobila näringsämnen och nedbrytandet av giftiga ämnen). Exempel Avgiftning och föroreningsreglering.
- Refugium (ett område för hotade arter). Exempel sekundärt habitat.

#### Stödjande

- Pollination
- Biologisk kontroll (Reglering av näringskedjor). Exempel reduktion av plantätare genom köttätare.
- Kolackumulation. Exempel kollagring
- Mineralisering av växtnäring (lagring i kretslopp via nedbrytning och upptagning av näringsämnen).
- Jordbildning som när maskar bryter ned jorden.
- Kvävefixering (lagring och kretslopp). Exempel ärtväxter binder kväve
- Skyddsvallar som skydd mot vind och erosion. Exempel Vindskydd

Som ses ovan finns det ett antal tjänster som räknas till reglerande och stödjande ekosystemtjänsterna (MEA 2005b). Beroende på ekosystemet har de olika tjänsterna olika stor betydelse. Naturvårdsverket har i en rapport sammanställt ekosystemtjänster som de ansett viktiga i Svenska ekosystem. Däribland är skogen och odlingslandskapet inkluderat.

Skogen som täcker 53 % av Sveriges landareal är ett viktigt ekosystem. Miljökvalitetsmålen, levande skogar, berör direkt de svenska skogarna (Naturvårdsverket 2013a). Enligt naturvårdsverket bidrar den svenska skogen till olika reglerande och stödjande tjänster. En av dessa är klimatregering vilket förbättrat klimatet för organismer i form av temperatur och nederbörd. Avfallsbehandling är ett annat som innebär förhindrandet av näringsläckage. Till stödjande tjänster har biologisk kontroll räknats och erosionsskydd mot bland annat skred. Kolackumulation i träden har identifierats som en viktig ekosystemtjänst. Andra stödjande tjänster är jordens bördighet vilket inkluderar jordbildning och mineralisering av växtnäring. Även pollination har bedömts vara en ekosystemtjänst från skogen.

Odlingslandskapet berör många miljökvalitetsmålet och ett av målen är direkt riktat mot jordbruket, ett rikt odlingslandskap (Naturvårdsverket 2013b). Som tidigare text tagit upp finns det problem med odlingslandskapet. Då odlingen varit en del av landskapet i flera tusen år har den blivit en del av naturen och därför innehåller jordbruket stora delar av den svenska floran och faunan. Ett odlingslandskap kan bidra med både reglerande och stödjande ekosystemtjänster. Men detta sker främst i en jordbruksform som liknar det "gamla" jordbruket. Det innebär landskapstyper med olika odlingsformer och öppna betesmarker med varierande flora. I jordbruket har biologisk kontroll identifierats som en viktig stödjande ekosystemtjänster av naturvårdsverket.

Med en högre förståelse för vad ett ekosystem är och vad ekosystemtjänstbegreppet innebär kan vidare text koncentreras på agroforestry. Vad är egentligen agroforestry, varför bidrar det med ekosystemtjänster och vilka ekosystemtjänster bör mätas i svenska agroforestrysystem? Dessa är frågor som följande text kommer besvara.

## 5. Agroforestry

Definitionen av agroforestry varierar smått mellan författare. I grunden är det en typ utav markanvändningssystem där träd och/eller förvedade perenner såsom buskar integreras tillsammans med jordbruksgrödor och/eller bete, med eller utan boskap, där perennerna och grödorna samverkar både biologiskt och ekonomiskt (AFTA 2013; ICRAF 1993; Nair 1993). Kort beskrivet är det en och samma landyta där både skogsbruk och jordbruk utförs, *agro* från agriculture (jordbruk) och *forestry* (skogsbruk) - *agroforestry* (Nair et al. 2008). Uppdelningen av perennerna och grödorna kan vara både i tid och i rum. I tid kan vara att en trädart utnyttjas medan marken ligger i träda (Nair 1993). I rum innebär den spatiala uppdelningen av träd i förhållande till grödor. Ett agroforestrysystem kan uppnås genom att plantera träd på en åker eller genom att introducera grödor i ett skogslandskap.

Agroforestry är väldigt komplexa ekosystem till skillnad från andra odlingar såsom monokulturer. Det sammanbinder därför många olika vetenskapsdelar som ekologi, agronomi, marklära, skogsbruk, biometri med flera. Detta leder till att det är väldigt svårt att studera systemen. Agroforestrysystemen måste fungera både ur ekologisk synpunkt och vara ekonomiskt hållbara. Det är således många olika växter och många olika processer som det måste tas hänsyn till (Sanchez 1995).

Agroforestry är egentligen en mycket gammal teknik som har utövats av människan sedan långt tillbaka. Men det är inte förrän på senare decennium som den uppmärksammas och betraktats från ett vetenskapligt perspektiv (Noble and Dirzo 1997; Nair 2011a). Främst har agroforestry implementerats och undersökts i de tropiska delarna av världen. Detta startade under 80- och 90-talet då problem med skogsskövling, jordförstörning och minskat biodiversitet observerades. Fördelar sågs då i agroforestry. Det har skett och sker även en utveckling av agroforestry i I-länder men den går långsammare än i tropikerna (Nair 2011a). Agroforestry i I-länderna har uppkommit som ett alternativ till de konventionella jordbrukssystemen. Med det konventionella jordbruket medföljer miljökonsekvenser och agroforestry ses som ett mer hållbart alternativ som dessutom kan ge goda avkastningar (Nair 2011a; AFTA 2013).

Utgångspunkten för agroforestry är att produktiviteten ökar om en trädsort kan tillföra resurser som fattas för en gröda (Cannell et al. 1996). Träden gör detta genom att bidra med ekosystemtjänster. Men agroforestrysystem ger upphov till fler ekosystemtjänster som bidrar till ett hållbarare ekosystem. Detta sker genom de ekologiska samspelet mellan systemets organismer.

### **5.1 Ekologin i ett agroforestrysystem**

Som diskuterats tidigare har det konventionella jordbruket minskat de naturliga ekosystemen vilket har lett till färre ekosystemtjänster. I agroforestry då olika växtarter som perenner och annueller implementeras tillsammans ökar direkt de biotiska komponenterna och samspelet mellan arterna blir mer komplext än i monokulturer (Jose and Gordon 2008). Med fler biotiska komponenter i ett ekosystem borde därför fler processer i ekosystemet ske och därefter borde fler ekosystemtjänster uppstå. Utöver det är oftast produktiviteten hög i naturliga ekosystem med en hög och diversifierad biota. Tanken under 80-talet då agroforestrysystem började införas i tropiska näringsfattiga områden var att de skulle ge hög avkastning på grund av likheten med de naturliga produktiva ekosystemen. Men systemen fungerade dåligt och gav dålig avkastning vilket ledde till att ekologin började studeras (Ramun 2007).

Det ekologiska samspel som sker mellan organismer i ett ekosystem är inte enbart positiva utan de kan även vara negativa eller neutrala (Ravinder Kumar et al. 2007). Ett agroforestrysystem har enligt (Olson R.K. 2000) fyra viktiga ekologiska principer och likheter med naturliga ekosystem som bör tas i hänsyn. Det ena är att störningar är ett naturligt inslag i ekosystemen och det påverkar dess funktion



och struktur. Dessa störningar ger upphov till förändringar i ekosystemet. Detta behöver även ske i agroforestrysystem för att det ska fungera. Därför kan agroforestrysystem bland annat behöva gallras. Det andra är att perenner tar över annueller i en naturlig successionsutveckling och därför är ett agroforestrysystem mer likt naturen än exempel en monokultur. Annueller kan koexistera med perennerna naturligt oftast p.g.a. störningar, men i ett agroforestrysystem finns både perenner och annueller vilket leder till att det kan krävas tillsyn. Det tredje är som tidigare sagt att i ett agroforestrysystem finns en diversitet av arter med olika funktioner inom ekosystemet vilket effektiviserar produktionen och ekosystemprocesserna. Men arterna tävlar även om resurser och enligt Gauses princip kan inte två olika arter med samma nisch existera tillsammans i ett stabilt ekosystem. Därför krävs en spridning på vilka nischer arterna har i agroforestrysystemet. Sist är att ett ekosystem kan karakteriseras både i tid och i rum. I tid är det skillnader på året och successionen. Med rum menas att ett ekosystem består av olika delar som en mosaik och det är oftast mellan dessa mosaikdelar som flest processer sker såsom näringsytbyte och konkurrens. I ett agroforestrysystem sker detta främst mellan perennerna och annuellerna. Detta leder in på de som är mest utmärkande för ett agroforestrysystem, vilket är träden som har stor inverkan på omgivningen (Thevathasan et al. 2004; Ravinder Kumar et al. 2007; Schroth and Sinclair 2002).

Då perenner och framförallt träden är stora, har ett utvecklat rotsystem och kan anpassa sig bra till stress dominerar träden över andra plantor (Ravinder Kumar et al. 2007). De kan ha positiv eller negativ påverkan på växterna omkring sig och påverkan sker både under och över mark. Tabell 1 sammanfattar ekologiska effekter i ett agroforestrysystem vilket främst är trädens påverkan på lägre växtskikt.

Positiva effekter	Negativa effekter
Jordkvalité	Skuggning
Kvävefixering	Tävling om resurser
Förbättrat mikroklimat	Allelopati
Vattenkvalité	Inkräktarbeteende av introducerade växter
Ogräs- och sjukdomskontroll	Hys av patogener och skadedjur
Bevarande av biodiversitet	Kontaminerat vatten
Kolbindning	
Hemvist för djurliv	
Fytoremediering	

Tabell 1. Positiva och negativa effekter i ett agroforestrysystem. Modifierad från (Ravinder Kumar et al. 2007)

Nedan beskrivs de positiva och negativa effekterna.

Jorden gynnas av en kombination av träd och markväxter. Hur stor inverkan denna kombination kan ha varierar beroende på klimatet, jordens mineralsammansättning, området och floran. Jordkvalitén förbättras framförallt av träden genom att (Shibu et al. 2007; Jose et al. 2004; Thevathasan and Gordon 2004):

- De höjer de fysikaliska egenskaper i form av permeabilitet och att jordpartiklarna hålls samman bättre.
- Kapaciteten att hålla vatten och att hålla temperaturen på en lagom nivå för växterna.
- Det jordorganiska materialet ökar.
- Trädens djupa rötter kan bidra till hydraulisk lyftning av djupt vatten så att det blir tillgängligt för andra växter

- Detsamma gäller för näring djupt ner i marken vilket kan tas upp, omfördelas av sidokottsrötter och därmed bli direkt tillgängligt för växterna. Näringsämnen kan också bli tillgängliga genom växtavfall från trädet som bryts ned av nedbrytare.
- Ökar det jordorganiska kolet.
- Effektiviserar näringscyklar genom att de går snabbare och näringarna stannar inom systemet i stället för att lakas ut.
- Reducera erosion genom att rötter binder jorden och trädkronor skyddar mot regn och vind.
- Utökar mykorrhiza som ger näring och framförallt fosfor input.
- Högre och större aktivitet av mikrofaunan och mesofaunan.

I ett agroforestrysystem finns kvävefixerande växter som binder annars otillgängligt kväve från luften och gör det tillgängligt för eget bruk och andra växter (Nair 1993). Mikroklimatet gynnas genom en stabilare temperatur som leder till minskad stress, minskad evapotranspiration och energibalans (Thevathasan and Gordon 2004).

Vattenkvalitén förbättras genom att träden kan förhindra spridning av förorenade ämnen. Dock finns det en risk för att träden suger åt sig föroreningarna och distribuerar ut det i vattnet omkring sig som kan användas av människan som dricksvatten. Evaporationen direkt från marken minskar samtidigt som mer regnvatten kan infångas av trädkronorna och trädens utbreda rotsystem (Ravinder Kumar et al. 2007).

Trädens skuggande effekt har en förmåga att minska ogräs inom ett agroforestrysystem. Huruvida patogener kan öka eller minska p.g.a. införande av träd har varierat i olika studier (Schroth et al.; Rao et al. 2000). Med det förbättrande mikroklimatet finns en risk för ökande av patogener och skadedjursinsekter (Ravinder Kumar et al. 2007). På andra sidan skulle träden kunna fungera som ett skydd mot luftburna patogener samtidigt som en högre biodiversitet kan minska skadedjursinsekter (biologisk kontroll) (Sileshi et al. 2007). De flesta av studierna på skadedjur och patogener är i tropiskt klimat. Det skulle därför kunna fungera annorlunda i tempererade områden som i Sverige.

Agroforestry har högre biodiversitet än andra odlingssystem. Anledningar är dels att det innehåller flera arter. Arter som inte får plats att växa i andra ekosystem kan växa i till exempel en skogsträdgård. Dels att det fungerar som ett refugium för vissa arter och minskar förändringen av naturliga ekosystem. Agroforestry fungera dessutom som en refug där arter som levt i det tidigare ekosystemet fortfarande kan överleva (Ravinder Kumar et al. 2007).

Träden har en stor förmåga att binda kol därför att de har en stor biomassa vilket kan lagra mycket av CO<sub>2</sub> upptaget från atmosfären via fotosyntesen. Träden anses vara en koldioxidsänka genom att kolet lagras i ”säkert” förvar (Montagnini and Nair 2004). I ett agroforestrysystem lagras kolet i 5 poler, i biomassan ovanför marken, i växters rötter, i växtavfall, i mikrober och i marken (Mosquera-Losada et al. 2011). Själva processerna bakom kollagringen och vart mest kol lagras är komplexa och mer information om kollagringen i ett agroforestrysystem görs i stycket kollagring. Agroforestrysystem har också visat sig kunna minska andra växthusgaser såsom N<sub>2</sub>O. Det beror på att mindre N kommer att lakas ut från rotsystem och försvinna ut i atmosfären genom denitrifikation. Det beror också på minskad användning av gödselmedel (Thevathasan et al. 2004).

Fytoremediering är förmågan av agroforestrysystem och träden i dem att rensa kontaminerad jord. Det görs genom att förhindra avrinning av näring, gödselmedel och bekämpningsmedel (Ravinder Kumar et al. 2007).

I ett agroforestrysystem kan träden ha en rad negativa effekter på växterna runt sig. Dels kan de skugga dem vilket gör att de inte får tillräckligt med ljus för fotosyntesen och därför inte kan växa tillfredsställande. Dels sker det i naturen en tävling om flera resurser som näring och vatten. Vilka resurser och hur stor tävlingen är varierar beroende på klimat, jordtyp och flora inom systemet. I ett ”dåligt” agroforestrysystem kan träden därför konkurrera ut de andra grödorna därför att de är större och har ett mer utvecklat rotsystem (Ravinder Kumar et al. 2007).

Allelopati är när en planta utsöndrar biokemikalier. Utsöndrandet av vissa biokemikalier från träd kan ha en negativ påverkan på en gröda och missgynna den. Allelopati kan även ha en positiv påverkan (Daizy Rani et al. 2007). Vissa arter, framförallt exotiska arter, som planteras i ett agroforestrysystem kan riskera att konkurrera ut andra arter och bli ett ogräs. De kan också slå sig ut utanför agroforestrysystemet och ta över den naturliga floran (Ravinder Kumar et al. 2007).

Till sist bör det nämnas att dessa faktorer är förenklingar av den ekologiska verkligheten. Samspelet mellan växterna och vad för typ av påverkan de har på varandra är väldigt specifikt beroende på rådande miljö (Ramun 2007). Det försvårar och förhindrar delvis hur mycket som kan avgöras om vad för effekter ekologin har inom ett agroforestrysystem. Vilken typ av agroforestrysystem som används har också stor inverkan på ekologin (Götz et al. 2007). Mycket av den ekologiska kunskapen om agroforestrysystem är från tropiska områden och det kan således fungera annorlunda i de tempererade delarna av världen.

## **5.2 Agroforestry i Europa**

I Europa sker forskning på hur träd kan integreras inom jordbruket. Det finns en organisation som är inriktad på agroforestry, The European agroforestry federation (EURAF). De jobbar bland annat med att få till en reform i Europas gemmensamma jordbrukspolitik (CAP- common agriculture policy). Detta då agroforestry länge har missgynnats av CAP därför att den gör en uppdelning på åkermark och skog. Fram till år 2005 skedde även ett stort forskningsprojekt, Silvoarable agroforestry for Europe – SAFE. De studerade främst en typ av agroforestry med vitt skilda träd tillsammans med grödor. Forskningen var främst lokaliserad till de södra delarna av Europa.

Europeiskt jordbruk är snarare i behov av ett mer hållbart jordbruk än ett behov av att öka produktiviteten. I tropiska områden där agroforestry främst implementerats är det tvärtom. Där ligger mer fokus på att öka produktiviteten. Anledningen till det är att de inhemska bönderna inte har råd att införskaffa olika typer av input (exempel gödningsmedel) för att höja produktiviteten. Dessutom är jordarna på dessa platser ofta näringsfattiga. Bönderna i dessa områden måste förlita sig på naturen. Detta är inte fallet för de flesta europeiska jordbrukare. En viktig motivering till varför agroforestry skulle vara lämpligt i Europa är möjligheten till förhöjda inkomster. I början är ett agroforestrysystem dyrare än vanligt jordbruk. Men efterhand kan produktiviteten och inkomsterna öka. Detta sker främst för att fler produkter kan fås ut från systemet som exempelvis både virke och grödor (Rigueiro-Rodríguez et al. 2008).

I Europa identifieras 6 vanliga typer av agroforestrysystem (Mosquera-Losada et al. 2008). Bland de mest vanliga finns silvoarable och silvopasture. Silvo kommer från latin och betyder skog. Därmed kan de båda system översättas som skogsodling och skogsbete. Ett silvoarable system är vit skilda träd som samodlas med årliga eller perenna grödor. Till systemet inkluderas alléodling som är träd i strikta rader med grödor emellan. Silvopasture är kombinationen av träd på en betesmark tillsammans med djur och foder.

De andra fyra är skogsodling, vattennära buffertlandremсор, förbättrad trädesåker och multifunktionella träd. Skogsodling är skogsområden med grödor som odlas i kulinariskt, medicinskt eller dekorativt syfte. Vattennära buffertlandremсор är perenna växter, oftast träd, som växer naturligt eller är planterat mellan en åker- eller betesmark och ett vattendrag. Detta för att fungera som en buffert mot läckage av farliga ämnen till vattnet. Förbättrad trädesåker är snabbväxande perenner, exempelvis baljväxter, som planteras när en åkermark ligger i träda. Multifunktionella träd är trädarter, som fruktträd, som planteras på en åker- eller betesmark för att kunna ge frukt, ved och foder.

### **5.3 Agroforestry i Sverige**

I Sverige bedrivs som tidigare nämnt ett deltagardrivet forskningsprojekt, Hållbar livsmedelsproduktion i Sverige. Då det är ett deltagardrivet forskningsprojekt medverkar lantbrukare. I den här rapporten ställdes tre frågor angående agroforestry i Sverige till lantbrukarna inom projektet, totalt 16 lantbrukare. Varav sju stycken har valt att svara på frågorna. Detta gjordes för att få en klarare bild på vad det finns för tankar kring svenskt agroforestry. Följande frågor ställdes:

1. Skulle du med en mening kunna definiera vad termen agroforestry är/innebär för dig?
2. Varför vill du testa agroforestry, vad tror du det finns för fördelar med ett agroforestrysystem?
3. Om du tänker på ekosystemtjänster, vad tror du då är den största skillnaden med att använda sig av agroforestry i jämförelse mot till exempel en monokultur?

Nedan följer en sammanfattning på svaren (se bilaga):

1. De flesta hade liknande svar på fråga 1. Att det är en kombination av vedartade växter och grödor. Intressant var att redan på denna fråga framgick svar som att systemet ger hög avkastning och drar nytta av ekosystemet. Till exempel ” *Kombinera jord och skogsbruk på samma område och därmed öka den totala produktionen och andra nyttigheter, såsom kolbindning*”.
2. Svaren som framgick på fråga 2 var att ett agroforestrysystem kunde ge bidrag till både större avkastning och mindre miljöpåverkan. Samt att det var intressant främst för ett hållbarare och stabilare system. Till exempel ” *Att stapla aktiviteter på en yta är oftast effektivt, mångfald ger stabilare system och ger möjlighet att naturen får jobba genom ekosystemtjänster istället för fossil energi*”.
3. På fråga 3 framgick svar som att naturen är en helhet. Att allting i ett ekosystem jobbar tillsammans för att bidra med nytta till sig själv och människan. Till exempel ” *Agroforestrysystem planeras för att allt som ingår i det skall bidra till varandra, hela systemet och sin omgivning inklusive människan, det är alltså helt inriktat på "ekosystemtjänster" medan en monokultur är inriktad på avkastning till gagn för människan utan tanke på återkoppling till systemet*”.

Från frågorna framkommer att det finns en god förståelse, av medverkande lantbrukare, om vad agroforestry är och kan bidra till. De flesta tycker även att det är intressant ur både produktionsperspektiv och miljöperspektiv. Det finns en tanke om att ett agroforestrysystem är hållbarare genom att det är ett ”helt” ekosystem som därmed bidrar till ekosystemtjänster.

Det finns alltså ett intresse för agroforestry även i Sverige. Som beskrivits i stycket lantbruk har Sverige miljöproblem med både jordbruket och skogsbruket. Det har visat sig att ett

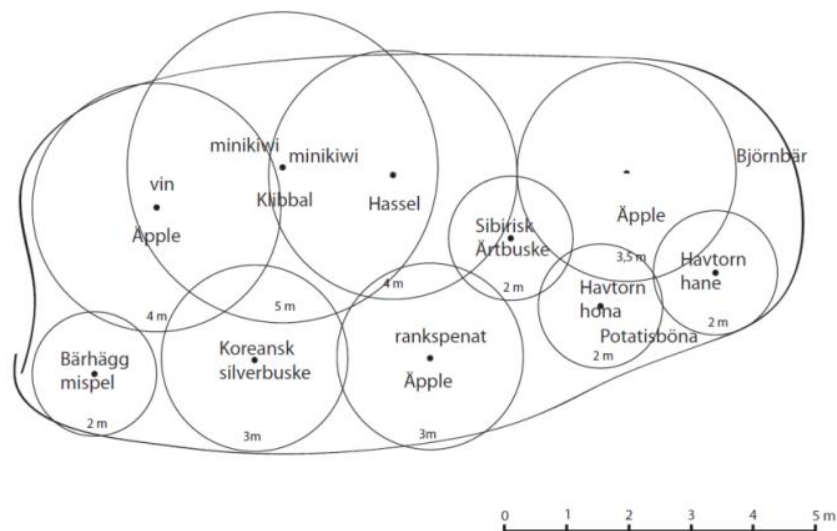
agroforestrysystem har potential att bidra med ekosystemtjänster och därmed minska miljöpåverkan. Men frågan kvarstår vilka ekosystemtjänster som kan vara intressanta att undersöka i Sverige. För att få ytterligare information innan frågan helt kan besvaras beskrivs nedan de två typer av agroforestrysystem som undersöks inom projektet, Hållbar livsmedelsproduktion i Sverige.

### **5.3.1 Skogsträdgård**

En skogsträdgård är ett system med ätbara perenna växter av många olika arter. Det är en typ utav odling som efterliknar naturliga skogsekosystem (Jacke and Toensmeier 2005). Skogsträdgården kan förekomma i en mindre trädgård men även i en större skala som på en åkermark. Växter i trädskikt, buskskikt och fältskikt förekommer. Växterna i systemet uppfyller olika funktioner. Detta genom att tillgodose skilda råvaror på skilda tider om året och genom att ge varandra stödjande ekosystemtjänster. Såsom kvävefixerande arter och träd som omfördelar och ”pumpar” upp näring till andra växter.

Tanken med skogsträdgården är att den ska kunna vara självförsörjande på näringsämnen. Skogsträdgården ska även vara designad på ett sådant sätt att den kan ge så hög avkastning som möjligt av användbara råvaror. Råvarorna behöver inte bara vara av kulinariskt bruk utan kan också vara i form av bränsle, foder, naturfiber och växter som kan användas i medicinskt syfte (Jacke and Toensmeier 2005). En skogsträdgård är ett ekosystem som är designat för att förse människor med mat och andra råvaror på ett hållbart sätt (Jacke and Toensmeier 2005).

I projektet har en design utformats på vilka växter som ska planteras och hur de ska planteras. Designen som utformats för Skogsträdgården är i liten skala då det ska vara möjligt att utforma den på många gårdar. Växterna har specifikt valts ut för att vara anpassade för vårt klimat i Sverige. Växter med olika funktioner har kombinerats. Till exempel sibirisk ärtbuske (*Caragana arborescens*) som kvävefixerare, al (*Alnus*) som virke och havtorn (*Hippophae rhamnoides*) som föda. Figur 3 visar designen över lunden. Bild 1 visar en skogsträdgård, Holma skogsträdgård.



Figur 3. Design över skogsträdgården i projektet - Hållbar livsmedelsproduktion i Sverige.



Bild 1. Bild på Holma skogsträdgård. Hylander 2013.

### **5.3.2 Silvopasture**

Som nämnts tidigare innebär silvopasture att man kombinerar träd, foder och boskap på ett och samma område. Systemet kan antingen bestå av skog där man låter djur beta (skogsbruket är huvudsyftet med området) eller mer öppna områden där man nyligen har eller håller på att plantera ny skog. Silvopasture är ett av de vanligaste agroforestrysystemet i Europa. Det är även en gammal teknik som använts sedan lång tillbaka av människan (Nair et al. 2008).

En stor skillnad mellan silvopasture och andra agroforestrysystem är att det betas av djur. Betesdjuren hjälper till att skapa mångfald bland växterna och gödsla marken naturligt. Utöver det ger träden skydd till djuren vid hårt väder och skugga vid sol. Både skog och betesmark har en förmåga att assimilera kol (C) och kväve (N). En skog gör det främst i biomassan ovan jord medan betesmarken gör det under jord. I ett silvopasturesystem fås både fördelarna från betesmarkerna och skogen. C lagras i två olika poler och N mängden gynnas av kombinationen – träd, bete och djur (Sharrow and Ismail 2004).

Området kan vara i en park eller på en farm. Ett silvopasturesystem ger även två olika inkomstkällor, från skogen och från boskapen. I Sverige med mycket skog borde det finnas stora möjligheter för silvopasture. Är träden inte för tätt distribuerade kan jordbruk och skogsbruk utnyttjas på samma yta. Se bild 2 för en typ av silvopasture, djur i en park.



Bild 2. Kor i en park, en typ av silvopasture. Malmö, Bulltofta. Hylander 2013.

## 6. Viktiga ekosystemtjänster

Problem som finns med svenskt skogsbruk och jordbruk är näringsläckage, minskad biodiversitet och användning av bekämpningsmedel. Utöver det finns det en stigande trend av CO<sub>2</sub> i atmosfären (IPCC 2007b). Det finns reglerande och stödjande ekosystemtjänster som motverka detta. Dessa är kollagring, kvävefixering, pollinering och biologisk kontroll. Som tidigare beskrivit har agroforestry en förmåga att bidra med dessa ekosystemtjänster. Därför har kollagring och kvävefixering valts som två ekosystemtjänster som intressanta att undersöka. Biodiversiteten har valts som en annan då den kan ge information om pollinering och biologisk kontroll. Jord har också valts som viktigt att undersöka. Detta då ett flertal ekosystemprocesser sker under marken. Nedan följer en beskrivning på valda ekosystemtjänster.

### 6.1 Kollagring

Definition av kollagring, eller även kallat kolbindning, är att kol (C) tas upp från atmosfären och lagras i en reservoar (UNFCCC 2007). En av fördelarna med agroforestrystem i jämförelse med konventionellt jordbruk är att det har en förmåga till kollagring (Nair 1993). Med den stigande CO<sub>2</sub> halten i atmosfären som bidrar till ett varmare klimat är kollagring av markanvändningssystem därför intressant. Agroforestry har visats kunna bidra till att ta upp CO<sub>2</sub> och fungera som en koldioxidsänka (IPCC 2007a; Dixon et al. 1994). C som binds och lagras i marken som jordmaterial har även en förmåga att öka bördigheten och kvalitén på jorden. Kollagring kan därför även vara positivt ur denna synpunkt (Johnston et al. 2009).

Genom fotosyntesen tas CO<sub>2</sub> upp från atmosfären. Detta sker därför i alla markanvändningssystem där växter förekommer. Själva kollagringen eller kolbindningen beror därför på förhållandena mellan fotosyntesen, respirationen och nedbrytningen (Montagnini and Nair 2004). Skillnaden mellan C som tas upp och C som lämnar ekosystemet kallas netto ekosystem produktivitet (NEP) och det är ett mått på hur mycket C som har tagits upp i ekosystemet. Det mesta av kolackumulation sker genom netto primär produktion (NPP), ett mått på hur mycket C som tagits upp av primärproducenterna (kolupptag – respiration). Markanvändningssystem som därför har en hög NPP och återger mycket av C i växterna till jorden har en hög NEP och är en kolsänka (Montagnini and Nair 2004). Men varför är då agroforestry en kolsänka?

Träd identifieras som en koldioxidsänka genom att växa snabbt, binda mycket C i sin biomassa och genom att ha en hög produktivitet som kan binda C i jorden (Nair 2011b). Men träds förmåga att binda C kan delvis vara beroende på bördigheten av jorden och vilka trädarter som används (Montagnini and Nair 2004). Dessutom så binder träd olika mycket C under sin livcykel och kan därför ha en hög NPP tidigt i sitt liv medan den sedan minskar och jämnas ut (Kurniatun Hairiah et al. 2010). Att ersätta en gammal skog med låg NPP leder inte nödvändigtvis till en förhöjd NEP av den nya skogen. En anledning till det kan vara att nedbrytningen av växtmaterial från de gamla träden leder till höjda utsläpp av CO<sub>2</sub>.

Agroforestrysystemets kollagring bygger främst på trädens förmåga att binda C. Då trädens förmåga att göra det varierar under olika förhållanden främjar ett agroforestrysystem ett högt upptag av C från träden. Detta görs genom att systemet ger marken en bra bördighet, använder sig av olika arter och genom att systemet ansas och skördas vilket förmår träden att hela tiden producera ny biomassa, positiv NPP (Montagnini and Nair 2004).

Kollagringen under mark, det jordorganiska kolet, är också av stort intresse då det är beräknat att 75 % av det terrestriska C finns i jorden (Lal 2005). Är biomassan hög inom ett system som i agroforestry så är rotsystemet stort vilket i sig själv är en stor biomassa. Det är så mycket som hälften

av det C i växten som hamnar i marken genom utsöndringar, rötter som dör och ersätts med nya och annat rotavfall. Trädens djupare rötter lagrar också C på ett högre djup där det lagras mer stabilt än vid ytan. En hög biomassa ovan jord leder också till mer växtavfall som kan lagras i jorden som jordorganiskt material genom de effektiviserade näringscyklerna som ”snabbt” lagrar C i marken (Mosquera-Losada et al. 2011). Agroforestrysystem innehåller processer och komponenter som kan ge kollagring både under och över mark.

Då allting fungerar olika under olika förhållanden och när kollagring är ett viktigt och uppmärksammat fenomen finns det ett intresse av att det undersöks. Därför har kollagring valts som en av de ekosystemtjänster som är av relevans att mäta. Metoder för att mäta den beskrivs i stycket mätningmetoder.

## **6.2 Biodiversitet**

Biodiversiteten definieras som en variation av organismer från alla ursprung som hav och land. Det är diversiteten mellan arter, inom arter och inom ett ekosystem (MEA 2005c). Ekologisk odling vilket inkluderar agroforestry har visat sig gynna biodiversiteten i jämförelse med den konventionella odlingen. En variation på hur stor skillnaden i biodiversitet är mellan odlingarna kan förekomma inom taxonomiska grupper och vid olika landskapstyper (Kremen and Miles 2012). Biodiversiteten räknas egentligen inte som en ekosystemtjänst utan den ger snarare upphov till alla typer av ekosystemtjänster och en ökad diversitet av arter har en positiv påverkan på ekosystemet (MEA 2005c). Hög biodiversitet är därför ofta förknippat med hög produktivitet men det konventionella jordbruket, som oftast är monokulturer och högproduktivt, uppfyller inte det kravet. Det innebär att fler faktorer än bara biodiversiteten spelar roll på avkastningen. Det kan till exempel vara hur olika arter samverkar med varandra, det kanske räcker med enbart en hög diversitet av pollinerare. Input av näring och pollen utifrån bidrar också till att höja produktiviteten (Fitter et al. 2010). Biodiversiteten ökar inte bara den givande tjänsten utan den påverkan också kulturella, reglerande och stödjande ekosystemtjänster (MEA 2005c). Fortsatt diskussion om biodiversiteten följer som resterande del reglerande och stödjande tjänster.

Det som krävs för att ett ekosystem ska upprätthållas är att det finns arter som uppfyller olika ekologiska funktioner som måste existera till exempel baljväxter som binder kväve eller bi som pollinerar. Fler arter med olika funktioner och fler arter inom funktionsgrupperna ger därför ett mer stabilt ekosystem (dör en art finns det en annan som kan ta över) som inte är lika utsatt för stressfaktorer. Huruvida det egentligen är tillräckligt med en art som effektivt sköter sin funktion för ett produktivt ekosystem är oklart (Fitter et al. 2010).

I agroforestry finns tre grupper av biota, produktiv biota (grödor, träd och djur), resursbiota (organismer som bidrar till produktiviteten genom pollination, biologisk kontroll och nedbrytning) och destruktiv biota (ogräs, skadedjur och patogener). Dessa grupper kan sedan delas in i planlagd biota (planerad av lantbrukaren) och associerad biota (växter och djur som koloniserar platsen, flora och fauna i jorden och insekter) (Miguel and Clara 2007). Dessa grupper av biota samspelar med varandra och med det abiotiska genom ekosystemprocessor och det ger upphov till ekosystemtjänster för ekosystemet eller för människan. För ett produktivt och hållbart agroforestrysystem behövs en planlagd biota som har positiva interaktioner med varandra och kan ge upphov till en diversifierad associerad biota. Den associerade biotan bör till exempel bestå av predatorer som kan hålla nere antalet skadedjursinsekter och inte bara bestå av skadedjursinsekter. En nackdel med hög biodiversitet kan vara att systemet blir allt för komplicerat för att skötas av människan (Miguel and Clara 2007).



Då biodiversiteten ger upphov till ekosystemtjänsterna kan den genom att utvärderas ge en bra uppfattning om hur väl fungerande ekosystemtjänsterna i agroforestrysystemet är. Det är troligen inte tillräckligt att bara titta på biodiversiteten för att visa på att ett ekosystem har en hög grad av ekosystemtjänster. Vid det fallet vet man dessutom inte hur stora ekosystemtjänsterna är. Men en utvärdering kan ge en indikation på hur det ser ut. Pollination, biologisk kontroll och stresstålighet är reglerande och stödjande tjänster inom ett ekosystem som är kopplade till biodiversiteten (Miguel and Clara 2007; Albrecht et al. 2007). De kan därför mätas genom att mäta biodiversiteten.

### **6.3 Jord**

Jord är bokstavligen livets grund. Den är en stor bidragande orsak till vad som kan växa och frodas på en plats medan det som växer på en plats också påverkar jordens struktur. Samspelet mellan det biotiska och abiotiska i marken är väldigt komplext samtidigt som det är dolt för människans öga. För att ett ekosystem ska kunna ha en hög biomassa och en hög avkastning krävs en bördig jord. Då jorden och dess bördighet har stor inverkan på omgivningen är den intressant att studera. För att på något sett undersöka bördigheten på en jord måste man börja med att definiera vad bördighet är. I denna text har följande definition valts: Förmågan en jord innehar i att vara ett substrat som växter kan växa och utvecklas i. En bördig jord främjar rotutveckling, vattentillgång, luft och näring till växterna och innehåller inga sjukdomar (Powlson et al. 2011). Med följande definition vald och med ett agroforestrysystems påverkan på jorden i åtanke har fyra faktorer plockats ut och valts som lämpliga att undersöka.

Det första av dessa är det jordorganiska materialet som är relaterat till jordens bördighet och till ett hållbart jordbrukssystem (Johnston et al. 2009). Det jordorganiska materialet är allt organiskt material i jorden vilket inkluderar levande organismer, knappt nedbrutna växtdelar och det stabila nedbrutna materialet, så kallad humus. Det levande organiska materialet utgör bara runt 5 % av jordens totala organiska material (Schroth and Sinclair 2002). Det jordorganiska materialet kan hjälpa jorden genom att släppa ut näringsämnen (N, P och S) när det bryts ned, bygga en stabil struktur, öka utbytet av anjoner och katjoner och öka vattenhållningskapaciteten (Johnston et al. 2009). Att undersöka det jordorganiska materialet är möjligt och det görs ofta genom att mäta det jordorganiska kolet. Att mäta det jordorganiska kolet är ett använt instrument för att avgöra om en jord är hälsosam (Powlson et al. 2011; Vladimir Stolbovoy 2007). Genom att mäta det fås även data på hur mycket kol som lagrats i jorden.

Den andra faktorn är något av de viktigaste som jorden förser växterna med, nämligen näringsämnen. Med tillgängliga näringsämnen behöver inte en jord gödslas för att vara bördig. Även om jorden innehåller näringsämnen behöver de vara tillgängliga. Det sker genom att jorden ligger på en stabil pH nivå och genom att näringsämnena finns i rhizosfären. Att mäta både pH och näringsämnena är därför en bra grund för att bedöma hur bördig en jord är. Det kan också ge en indikation på huruvida agroforestry påverkar jorden.

Jordens struktur är en annan betydelsefull faktor. Den påverkar tillgänglighet och rörlighet av vatten, luft och näringsämnen. Strukturen på jorden är även av betydelse för växternas rotutveckling. En för hårt packad jord kan hindra växternas rötter från att utvidgas i marken (Powlson et al. 2011).

Den sista och fjärde faktorn är vattnet i jorden. Vatten är en förutsättning för att växter ska kunna överleva. Beroende på jordens kvalitéer och textur varierar det växttillgängliga vattnet. Olika jordar med olika kornstorlekar och porsammansättningar kan binda vatten olika hårt. De påverkar därmed det växttillgängliga vattnet. Vattnet i jorden är förhållandet mellan tillförseln av regn och förlusten via evapotranspiration, ytavrinning och dränering. Den största fluktuationen av vatten sker i den omätade

zonen. Grundvattnet eller den mättade zonen kan förse växterna med vatten när vattnet är slut i den omättade zonen. Här kan även jordens struktur spela roll på kapillärkraften som får vattnet att stiga och bli tillgängligt för växterna. Utöver det är vattnet ett viktigt medium för transport av näringsämnen.

En faktor som skulle kunna inkluderas är biodiversiteten i jorden. Den har visat sig ha en påverkan på jordens bördighet av vissa enskilda taxa grupper. Men de flesta taxa grupper av organismer i jorden innehåller flera arter med samma funktion. Det betyder då att den inte påverkas lika mycket av en hög biodiversitet. Det är snarare i plantavfallet som en diversitet av organismer som nedbrytare har en stor roll (Wardle and Chase 2006).

#### **6.4 Kvävefixering**

Kvävet (N) är ett av de viktigaste ämnena för produktion av grödor (Murray Unkovich 2008). Runt 100 miljoner ton N produceras årligen via Haber Bosch processen. Detta för att kunna förse dagens jordbruk med N (Murray Unkovich 2008). Den biologiska kvävefixeringen förser bara jordbruket med ca 50 – 70 miljoner ton N och det finns därför ett behov av att öka denna mängd (Murray Unkovich 2008).

Även då atmosfären bokstavligen badas i N är det ofta en bristvara för växter. N kan bara bindas direkt från luften av kvävefixerare. Det sker genom att kvävgas ( $N_2$ ) omvandlas till ammoniak ( $NH_3$ ).  $NH_3$  är åtkomligt för upptag av organismer. De växter som är kvävefixerare är det på grund av en symbios med bakterier. Ett exempel på en kvävebindande bakterie är rhizobium. Bakterierna lever oftast i symbios med växternas rötter. Detta då bakterierna behöver anaerobiska miljöer för att jobba. De växter som lever i symbios med kvävebindande bakterier är växter som tillhör släktet baljväxter (*Fabaceae*).

I ett agroforestrysystem kan kvävebindande växter implementeras. Det leder då till att mer N blir tillgängligt för andra växter. Den förhöjda N mängden minskar användningen av gödselmedel. Nitraturlakning har också visat sig minska i agroforestrysystem. Detta leder till ett mindre utsläpp av  $NO_2$  till atmosfären via denitrifikation (Thevathasan et al. 2004).

## 7. Mätningmetoder

Här beskrivs de metoder som är kända och tidigare använda för mätning av de komponenter som identifierats som viktiga i svenska agroforestrysystem. En enkel förklaring på hur metoderna utförs och på hur de fungerar redogörs. I senare stycke diskuteras för och nackdelar med dem och huruvida de kan vara anpassade i forskningsprojektet.

### 7.1 Kollagring

Två egentliga metoder för mätning av kollagring enligt definition har hittats och beskrivs nedan.

#### 7.1.1 Carbon accounting (Kolberäkning)

Detta är en metod som bygger på att man helt enkelt räknar hur mycket C som finns inom ett system. En kolberäkning kan göras för att sedan jämföras med ett annat markanvändningssystem eller så görs en kolräkning vid två olika tidpunkter för att se en skillnad över tid i C upptag (Pearson et al. 2007). Kolet lagras både över mark och under mark och det är därför två poler av C som bör mätas/räknas.

För att räkna C över mark mäts biomassan. I många fall antas sedan att C är 50 % av den totala biomassan (Nair 2012). För att mäta den totala biomassan räknas både skörd och stående biomassa. Skörden vägs medan den stående biomassan kan mätas genom att mäta höjd och diameter för att få fram en ungefärlig storlek på trädet. Mer noggranna mätningar kan göras genom att hela träd tas upp från mark. Efter att trädet tagits upp sker separation av trädet i delar som grenar, rötter och så vidare. Delarna torkas och vägs sedan för att få totala biomassan. När det är gjort analyseras den totala mängden C genom kemiska- eller förbränningsmetoder i varje växtedel. En analys kan också göras på skörden för att få exakt C mängd i biomassan (Nair 2012).

Genom att använda framtagen data kan allometriska ekvationer utvecklas där bland annat diameter vid brösthöjd och totala höjden används som oberoende variabler och den totala vikten som beroende variabel. På detta vis kan sedan de enkla mätningarna göras (de oberoende variablerna) på resterande träd för att få korrekt mängd C i systemet. Metoden att gräva upp och plocka isär träd (destruktiv metod) är väldigt krävande. Metoden används därför mest som en utvärdering av andra enkla metoder (Nair 2012; Kurniatun Hairiah et al. 2010). Många av de studier som gjorts på kollagring i Europa har använt sig av dessa destruktiva metoder för att få säkra resultat, se bland annat (Quinkenstein et al. 2011; Naresh V. Thevathasan 2004).

De enkla metoder som finns är att använda redan tidigare allometriska ekvationer som gjorts av andra, vilket kan tillämpas på området, eller att framställa en allometrisk ekvation som bygger på biofysiska egenskaper av växterna. För att utvärdera den allometriska ekvationen kan det vara nödvändigt med tillfälliga destruktiva metoder. Problemet med agroforestrysystem är att de flesta allometriska ekvationer som finns tillgängliga är tillämpade till skogsbruk och enskilda växter. Det är dock möjligt att använda tidigare uträkningar och framtagna ekvationer som kan modifieras för att passa studieområde (Pearson et al. 2007; Nair 2012).

Att mäta C under mark är betydligt svårare men det är även viktigt då så mycket som mer än 50 % av lagrat C kan vara under mark (Montagnini and Nair 2004; Nair 2012). Kolet under mark finns som levande rötter, hyfer, mikrober och jordorganiskt material. Oftast mäts C i mark genom att man analyserar hur mycket C som finns i en bit jord genom kemiska- eller förbränningsanalyser för att få massa C per massa jord till exempel g C per 100 g jord. Ofta mäts jordorganiskt C, vilket kan göras enkelt genom att jorden upphettas och CO<sub>2</sub> utsläppet mäts eller skillnaden på vikt före och efter. Sådana analyser ger inte särskilt säkra resultat (till vilken temperatur ska provet upphettas, karbonater och träkol kan förändra resultatet) och i vilken form C är lagrat är okänt (Nair 2012). Biomassan

under jord är också svår att mäta och oftast används rot till skott kvoten (root-to-shoot), vilket är förhållandet mellan växten ovan mark och rötterna. Rot till skott kvoten varierar mellan växter och mellan områden och kan därför behöva anpassas till studieområde (Nair 2012). Det finns även ekvationer som kan användas för beräkning av biomassan under jord, men de är anpassade till skogar (Pearson et al. 2007).

### **7.1.2 Eddy covariance (luft- flödesmätning)**

Eddy covariance är en mikrometrologisk mätmetod som mäter flödeskillnader i CO<sub>2</sub> men också andra ämnen som till exempel vattenånga och energi (värme) ovanför ett växtskikt. Genom att den mäter in- och utflödet av CO<sub>2</sub> kan metoden användas för att mäta netto ekosystemutväxling (NEE - *engelska*) vilket är kollagringen från atmosfären, NEP – förlusten av C från dränering. Metoden används ofta inom ekologin för att mäta kolflöden från olika vegetationstyper (Martin and Hine 2008).

Själva instrumentet består av en installation av instrument som når över det högsta växtskiktet. Instrumenten består av en infraröd gasanalysator, som kan mäta CO<sub>2</sub> och vattenångkoncentrationer. En anemometer som mäter temperaturfluktuationer och luftvirvlar mellan atmosfären och ekosystemet. Metrologisk data insamlas också och en sammansättning av all data kan då visa på kolflöden och energiflödets relation till fotosyntesen och respirationen. Eddy covariance metoden inkluderar hela ekosystemet vilket innebär vegetationen samt jordorganismerna (Martin and Hine 2008).

Då mätmetoden mäter flödeskillnader av CO<sub>2</sub> kan den användas för att se förändringar av kolbalans från både dag till dag, månad till månad och år till år. Metoden torde därför vara anpassad till en studie om man vill visa på ett upptag av C från atmosfären. Nackdelen med eddy covariance är att instrumenten är relativt dyra och det krävs stora homogena områden.

Egentligen bara tre artiklar har hittats som använt sig av eddy covariance vid agroforestrysystem (Ward et al. 2012; Migliavacca et al. 2009; Roupsard et al. 2009). Varav en av dem undersöker huruvida eddy covariance tekniken kan vara anpassad till agroforestry, vilket i detta fall är ett agroforestrysystem i form av en alléodling (Ward et al. 2012). De problem som visas med eddy covariance metoden i agroforestrysystemet är att det varierande växtskiktet ger upphov till komplicerade vindvirvlar.

Eddy covariance metoden används mycket inom ekologin för att mäta just kolflöden och kollagringen. Det borde därför finnas ett intresse av att undersöka hur den fungerar i agroforestrysystem. Metoden borde, om den fungerar väl, lämpa sig för undersökning av kollagring i agroforestry.

## **7.2 Biodiversitet**

Att mäta biodiversitet kan egentligen inte göras på många andra sätt än att gå ut och räkna vilka olika arter som finns. Beroende på intresse av vilken biodiversitet som ska mätas kan insamlingen gå olika till. Det kan till exempel finnas ett intresse av att bara räkna pollinerare. Hur själva inventeringen av arterna ska genomföras kan också variera. Nedan följer lite olika exempel på metoder som använts vid biodiversitets inventeringar.

Insamling av arter kan ske genom att kvadratiska rutor på exempelvis 1m<sup>2</sup> placeras ut slumpartat. Alla arter i flora och fauna räknas inom rutan. Rikedom (antalet olika arter) och hur jämnt fördelat antalet enheter inom arterna är behövs ta i hänsyn. Detta för att få ett mått på hela områdets diversitet. Det är till exempel skillnad på en ruta som innehåller 49 maskrosor och 1 vitsippa och en ruta som innehåller 25 maskrosor och 25 vitsippor. För att inkludera rikedom och enheter inom arterna kan olika

diversitets index användas såsom Simpson diversity index och Shannon-Weiner index. Att mäta större djur som rör på sig samt fåglar kan vara svårare. För att mäta fåglar kan till exempel en slumpartad plats väljas där antalet observerade fågelarter som ses antecknas under en bestämt tid. Antalet fåglar som häckar inom ett område kan också räknas.

Det finns andra metoder än att slumpvis sätta ut kvadratiske rutor för att fånga in faunan. Dels så kan aktiv infångning under en specifik tid ske inom en kvadratisk ruta, vill man mäta pollinerare fångar man de som besöker en planta (Nielsen et al. 2011). En transekt (en rak gång genom studieområde) med en bestämt bredd och en bestämd längd kan placeras ut och sedan sker insamling av insekter längs den. På ett stort område kan en kvadrat på till exempel 1 hektar väljas som då vandras igenom under en bestämt tid (Nielsen et al. 2011). Infångningen kan ske genom håvar eller andra nättyper.

Olika fällor finns tillgängliga för infångning av insekter. Bland de vanliga tillhör så kallade pan-traps, en skål med såpa (för att fånga insekten) i olika färger för att dra till sig olika insekter (Samnegård et al. 2011). En annan variant på fälla är fallgropar bestående av en nergrävd hink med exempelvis såpa, dessa fångar då in landgående leddjur (Biaggini et al. 2007).

Är målet att beräkna antalet skadeinsekter inom ett område kan det göras genom att de arter som är skadedjursinsekter identifieras. Sedan används lämplig metod för insamling av insekter, och antalet skadedjursinsekter beräknas från insamlingen (Miguel and Clara 2007). En möjlig intressant metod för att bestämma pollinering är att använda sig av en phytometer. En planta som är beroende av pollinering planteras i en kruka i studieområdet. Sedan fångas pollinerare som landar på plantan in, samt fröer och spridning av plantan i området. Detta kan då ge ett mått på hur stor pollinationen är (Albrecht et al. 2007; Samnegård et al. 2011).

För att påvisa att en skogsträdgård har en hög biodiversitet av insekter borde det vara möjligt att använda sig av till exempel pan-traps. Dessa placeras i skogsträdgården och i riktning bort från trädgården med ett bestämt avstånd. Minskar diversiteten av arter från skogsträdgården och utåt torde det vara ett mått på att biodiversiteten påverkas positivt av skogsträdgården, se (Samnegård et al. 2011).

Problemet med att räkna biodiversiteten är att det är relativt tidskrävande samt att det krävs personer som har artkunskap. För att underlätta problemet skulle det vara möjligt, beroende på vad som vill mätas, att ange att till exempel en viss taxa som familj räcker som identifikation. Ett alternativ som är möjligt är att om en viss taxa identifieras som nödvändig att mätas (till exempel en viss grupp skadeinsekter) tränas en person under en kort tid (någon timme) i att känna igen den gruppen. I det fallet krävs sedan ingen expert på att identifiera den taxan (Oliver and Beattie 1993). Tyvärr har inga deltagardrivna, enkla utvärderingar av biodiversitet hittats.

## **7.3 Jord**

Fyra olika faktorer som påverkar jordens bördighet har identifierats. Nedan följer korta beskrivningar av metoder på hur dessa faktorer kan utvärderas.

### **7.3.1 Totala jordkolet**

Som tidigare nämnt kan det jordorganiska materialet mätas genom det jordorganiska kolet. Det finns metoder för att direkt mäta jordorganiskt material såsom fysikalisk fraktionering, kemiska- och biologiska metoder, se (Schroth and Sinclair 2002).

När C i jorden mäts kan antingen den totala mängden C mätas eller en skillnad av C i procent över tid. När C i marken mäts inkluderas både det jordorganiska kolet, träkol och inorganiskt C. För att mäta

det totala jordkolet väljs en ruta ut där jordprover tas. Djupet på jordproverna måste bestämmas och ett djup på 1 meter är rekommenderat för att inkludera allt C i ett agroforestrysystem (Schroth and Sinclair 2002). Vill en skillnad över tid inom ett system beräknas räcker det att procenthalten C i jorden mäts. Vill två olika system jämföras behövs den totala mängden C mätas. Det görs genom att mäta antalet procent C och gånga det med skrymdensiteten för att få massa C (Donovan 2012).

Jordproverna analyseras sedan i ett laboratorium. Det kan göras genom torrförbränning då en element-analyser används (till exempel en CN analysator). Andra metoder finns tillgängliga som analys såsom syra behandlingar och glödningsförlustmetoder. Då prover tas på små ytor och i små kvantiteter kan statistiska analyser vara nödvändiga. Detta för att korrigera för mätningsfel och andra felkällor. Vanligaste statistiska analysen är att använda standardavvikelse för att avgöra om olika värden är rimliga (Donovan 2012).

Inom EU finns ett protokoll för kosteffektiva metoder för utvärdering av skillnader i jordorganiskt kol (Vladimir Stolbovoy 2007).

### **7.3.2 Näring**

Att mäta näringsämnen i jorden görs genom att jorden analyseras på växttillgänglig näring. Ingen längre diskussion kommer att föras i detta stycke. Det finns många olika metoder för att analysera den växttillgängliga näringen se bland annat (Carter and Gregorich 2006; Schroth and Sinclair 2002; Nyakatawa et al. 2012). Det är nödvändigt att analysera jorden på de näringsämnen som anses viktiga och som det kan anses vara en brist på. De vanligaste ämnena i jordanalyser är kväve (N), fosfor (P), kalium (K), magnesium (Mg), svavel (S) och kalcium (CA). Utöver det behövs en pH analys göras.

### **7.3.3 Jordstruktur**

Skrymdensiteten är ett enkelt mått på jordens struktur. Den definieras som massan av ett ugnstorkat jordprov i förhållande till volymen. Skrymdensiteten kan användas som en indikator på att jorden har förändrats över en tid. Detta på grund av att aktiviteten av jordens flora och fauna har förändrats samt rotutvecklingen. För att mäta skrymdensiteten behövs ett jordprov tas. Det kan göras genom att en cylinder förs ned i marken för att plocka upp en jordkärna. I hårdare jordar som exempelvis moränjordar kan det göras genom att en klump jord plockas upp.

Det finns andra metoder som kan användas för att bestämma en jords struktur och karaktär. För att nämna några kan jordens aggregat-stabilitet mätas. Jordens porösitet, porstorlek och pordistribution kan beräknas med olika metoder. Genom att använda mikroskop kan en bild fås av jordens struktur (Schroth and Sinclair 2002).

### **7.3.4 Vatten**

Nedan följer enkla metoder för att mäta jordens vattenhalt. Dessa kan således användas för att se hur mycket vatten som finns inom ett system.

Det första som bör tänkas på av mätningar på jordens vattenhalt är att den varierar starkt i tid. Dels beroende på årstider och dels efter och emellan regn. Det finns ett enkelt sätt att mäta vattenhalten i en jord. Det är användning av en jordfuktighetssensor (en neutron probe) som mäter jordens fuktighet. En jordfuktighetssensor kan till exempel placeras i jorden och mäta fuktigheten under ett tidsintervall. Den kan också användas för att jämföra jorden i ett agroforestrysystem vid en tidpunkt mot ett annat system med liknande markegenskaper under samma tidpunkt. En skillnad borde då kunna ses i vattenhalten i de båda systemen.

Andra mer specifika metoder för att mäta specifika delar av vattnet i jorden finns. För att mäta vattenhalten kan bland annat en tyngdkraftsmetod användas. Jordens vattenpotential kan mätas av en tensiometer. Jordens hydrauliska egenskaper kan mätas med en infiltrometer (Schroth and Sinclair 2002).

## **7.4 Kvävefixering**

Att mäta kvävefixeringen är möjligt men det krävs både utrustning och tid. En rapport från ACIAR har sammanställt en handbok för mätningar av kvävefixering. En rad olika metoder beskrivs utförligt och det finns två metoder som möjligtvis kan användas inom projektet. Den ena är en metod som kallas Kvävebalans där man mäter N i ett system vid olika tidpunkter. Den andra kallas för kväveskillnad och där mäts två olika system vid en och samma tidpunkt. Kvävebalansmetoden jämför mängden N vid olika tidpunkter inom ett och samma system medan kväveskillnadsmetoden jämför två olika system.

### **7.4.1 Kvävebalans**

Kvävebalansmetoden bygger på att man jämför det totala N i jorden vid ett tillfälle jämfört med ett annat tillfälle. Har N mängden ökat säger man att det finns en kvävefixering. Men detta förutsätter att allt N som kommer från andra källor (gödsling och annan avsättning) än rhizobian och all urlakning av N som till exempel via denitrifikation eller avrinning är beräknat för. Detta leder till att det är väldigt svårt i fält. Metoden kräver också att man mäter under en längre tid samt att jordprover tas från 2-3 meters djup om stora perenner är inblandade.

Analysen av N i jorden kan göras på två olika sätt varav båda kräver analyser i labb och noggrann förvaring av jorden. Först måste skrymdensiteten räknas. Efter det kan Kjeldahl- metoden (Dagliesh and Foale 2000) eller Dumasmetsoden (Kowalenko 2001) användas som analys av kvävemängd.

### **7.4.2 Kväveskillnad**

I kväveskillnadsmetoden används en kvävebindande planta och en icke kvävebindande planta varav båda helst ska vara av samma art. Den icke kvävebindande plantan används som en referensplanta och ska existera i liknande förhållanden som den kvävebindande plantan. Principen är att båda plantorna använder samma mängd N från marken och att den kvävebindande plantan aldrig har mindre N än referensplantan. Genom att mäta totala N mängden i båda plantorna kan man sedan få reda på hur mycket N som plantan har fixerat. Metoden kan användas i samodlingssystem. Då tar man alla plantor i samodlingen, mäter N och subtraherar N från referensstationen (en monokultur med icke kvävebindande plantor). Vid detta måste skillnaden som finns i mineralt N mellan systemen inkluderas. Problemet med metoden är att referenssystemet och i detta fall skogsträdgården måste ha liknande jordstruktur. En annan felkälla kan vara att plantorna tar upp olika mängd N från marken.

För att analysera den totala kvävemängden krävs också analyser i labb samt insamling av biomassan, vilket kan vara ett problem i detta fall då perenna växter används. Kväveanalys av en planta kan göras på 3 sätt. Dessa är Kjeldahlmetoden (Peoples M.B. 1989), olika torrbränningar (dry combustion) eller genom near-infrared spectroscopy (NIRS).

## 8. Ett exempel från Europa

Som tidigare nämnt har det funnits ett stort forskningsprojekt på agroforestry inom Europa, Silvoarable agroforestry for Europe – SAFE. Syftet med projektet var att utvärdera silvoarablesystem och få ytterligare kunskap av dem. De gjorde detta genom att skapa modeller för att simulera silvoarablesystem i olika områden. Nedan följer en beskrivning på vad för typer av undersökningar de gjort.

De använde både gamla och nya silvoarablesystem som undersökningsområden. De mätte nyplanterade träd utveckling genom att mäta diameter och höjd samt hur mycket avkastning de gav. I mer mogna system där träd varit planterade sedan innan mättes växternas fenologi (lövspäckning, fruktsättning, lövfällning, med mera). De mätte även höjd, diameter, lövareal och savflöde. Lövarealen mättes för att se strålningssuppfånget vilket bestämmer produktion och evapotranspiration. Under mark mätte de rötternas längd och densitet på olika djup och avstånd. Det gjordes genom att gräva upp rötter eller genom att borra och ta rotkärnprover.

Väderstationer användes som mätte väderdata och fotosyntetisk strålningsaktivitet. Det togs jordprover och skördeprover. Jordanalyser som togs var fuktighet eller vattenpotential på daglig basis, näringsinnehåll och fysiska parametrar. Så kallad foliaranalyser (foliar från *folium*, latin för löv) togs för att bestämma näringsvärdet i växterna. Foliaranalyser kan vara ett alternativ till jordprover på näringsvärdet i ett ekosystem. Det bygger på att näringen i växten är den bästa indikatorn på näringen i systemet och inte jorden (Brockley 2001).

Som referenspunkter jämfördes grödor långt från träden där träden inte skulle ha någon inverkan. Mätningar på träden jämfördes med träd som växer tillsammans med grödor och de som växer själva.

I rapporten nämns att tävlingen om ljus kan vara viktigare än tävlingen om näringsämnen i norra Europa. Detta är ett intressant konstaterande då detta kan vara av betydelse i Sverige. För fortsatta studier om ljusstillgänglighet kan liknande analyser göras som i SAFE projektet. För att mäta tillgängligt ljus togs hemisfäriska foton av trädkronorna. Fotografierna matades sedan in i ett datorprogram (Gap light analyser) som analyserade ljusstillgängligheten.

Anledningen till att SAFE mätningar tas upp är för att det är intressant att se vad ett tidigare projekt i Europa har gjort. Deras undersökningar kan vara till hjälp för studier i Sverige. I SAFE projektet skapades modeller för att se ett agroforestrysystems utveckling. Liknande modeller borde kunna anpassas till Sverige. Med en modell räcker det att några parametrar mäts. Genom att de mäts fås sedan utvecklingen av systemet för en framtid. Detta kan framförallt vara användbart när det inte finns möjlighet att undersöka ett område under en längre period.



## 9. Diskussion

I följande text diskuteras de olika mätningssmetoderna och hur de kan vara anpassade till silvopasture respektive skogsträdgårdar. En diskussion kommer föras om deltagardriven forskning och forskning kring agroforestry i allmänhet.

### 9.1 Kollagring

Att mäta kollagringen eller kolupptaget från ett system är väldigt intressant. Särskilt då CO<sub>2</sub> utsläpp är ett uppmärksammat ämne. Kan ett system vara en C sänka är det därför en bra motivering till att införskaffa det. Det finns ett problem vid kollagring i system som ger produkter. Det är vad som sker med produkterna som framställs. Exempelvis kan ett silvopasturesystem bedömas lagra C i sin biomassa. Men vad händer med träden om de sedan används som en vedprodukt för förbränning. Då släpps CO<sub>2</sub> ut och området blir inte en lika stor C sänka som beräknat. Men har C lagrats stabilt i jorden, och biomassan ovan mark tillåts växa ut efter förbränning har systemet lagrat C. En kul tanke med silvopasturesystem är om den levande biomassan som betesdjuren tas i hänsyn. De är också en källa till utsläpp i form av metangas (CH<sub>4</sub>). För att veta den totala kollagringen är det nödvändigt att veta hur mycket produkter, när och till vad de används.

En uppdelning av kollagringen i en skogsträdgård och i ett silvopasturesystem görs nedan.

Att göra kolberäkningar för skogsträdgårdarna är troligen väldigt svårt. Dels finns aspekten att områdena är väldigt små och därför inte har jättestor potential till kollagring. Dels aspekten om systemen är unga och nyplanterade. Vill kolbindningen tas reda på behöver den mätas under en längre tid. Det beror på att träden tar upp olika mycket C under sin livsperiod. Till exempel binder de mycket C då de är unga och växer snabbt. Detta innebär att både kolberäkning och eddy covariance inte lämpar sig under korta perioder, vill säga några få år, på en skogsträdgård. För att se potentialen av kolbindning i skogsträdgården borde egentligen båda metoderna kunna användas. Men de måste då göras under flera år. Hur länge flera år är varierar naturligtvis under klimatförhållanden och trädslag, men troligen ett minimum på 5 år. Eddy covariance kan användas under en lång period för att se C flödena i systemet. Kolberäkningsmetoden kan göras vid olika tidpunkter för att se hur mycket C ökat. Vill man jämföra C i en skogsträdgård med ett annat system bör det göras i en mogen skogsträdgård.

En möjlighet på de unga skogsträdgårdarna är att använda sig av modeller. Det finns till exempel modeller som beräknas C i marken såsom RothC och CENTURY (Nair 2012). Genom att använda en lämplig modell borde C i systemet kunna beräknas för en längre framtid.

I silvopasturesystem är det möjligtvis lättare att mäta kollagringen. Områdena har en större areal än skogsträdgårdarna. Potentialen för kollagring är även stor då betesmarker täcker relativt stora områden. Kan lantbrukare motiveras till att plantera träd på sin hage finns således en möjlighet att områden kan omvandlas till C sänkor. Egentligen borde båda beskrivna metoder för kollagring kunna användas i silvopasturesystemet. Kolberäkning kan enkelt göras för att sedan jämföras med exempelvis en betesmark. Detsamma gäller för eddy covariance som kan användas för att mäta C flödena i systemet.

Problem med kolberäkningsmetoden kan förekomma. Det ena är beräkningar för den stående döda biomassan. Den är svår att inkludera i kolberäkningar och kan vara en betydande felkälla (Nair 2012). Det andra uppenbara problemet med kolberäkning är svårigheten att använda metoden för att visa på en skillnad över tid. Det behöver gå väldigt många år innan en skillnad kan ses med metoden. Den lämpar sig därför bäst till att jämföra olika system.

Eddy covariance använts ofta inom ekosystemforskning för att mäta gasutbyte mellan atmosfären och ekosystemet. Genom att göra det får man direkta gasupptag och gasutsläpp från systemet. Dessutom syns en skillnad på årstider och från dag till dag. Metoden borde därför vara intressant att tillämpa även på agroforestrysystem. När en sökning på eddy covariance i databasen Scopus görs fås 3000 träffar. Mycket av träffarna handlar om gasflöden i jordbruket. Söker man istället på agroforestry och eddy covariance får man upp 5 träffar. Tydligt har metoden inte använts i en större utsträckning på agroforestrysystem. Kanske kan det vara en metod för framtida undersökningar. Ett problem med metoden kan vara att man inte vet hur mycket C som lagrats stabilt mot det som lakas ur från marken (Quinkenstein et al. 2011).

## **9.2 Biodiversitet**

Egentligen finns det inte mycket att diskutera om mätningar av biodiversiteten. Det är relativt tidskrävande att mäta den. En person måste helt enkelt gå ut och inventera ett område. Det som måste bestämmas är egentligen hur inventeringen ska gå till. Hur ska rutorna placeras ut, hur ska en transekt läggas upp och så vidare. Det är viktigt att det sker på samma sätt på alla studieområden, helst av samma person.

Biodiversiteten är en viktig faktor att mäta. Detta dels för att det är, som tidigare nämnt, den som ger upphov till ekosystemtjänster. Vill man dessutom mäta biologisk kontroll kan det enbart göras genom att utvärdera diversiteten av arter. Det kan finnas ett behov av att mäta biodiversiteten regelbundet för att följa utvecklingen och variation mellan år.

## **9.3 Jord**

I jorden sker en mängd processer som är av stor vikt. Mycket av ekosystemtjänsterna från naturen sker i jorden. Exempel är ökad vattentillförsel, mineralisering och avfallsbehandling. Många av ekosystemtjänsterna är om inte omöjliga men väldigt svåra att mäta. Det är förmodligen enklast och bäst att mäta faktorer såsom ökade näringsämnen i jorden och skrymdensiteten. Detta ger en analys och en förändring av systemet kan ses. Ett problem kan uppstå när två olika system ska jämföras som är jordrelaterade. Jorden i de båda systemen måste vara av samma typ. Det är annars risk för stora felkällor (Schroth and Sinclair 2002). Dessutom behöver klimatet vara liknande på de områdena som jämförs.

Mycket av näringen som förs till jorden i ett agroforestrysystem kommer från nedbrytningen av växtavfall (Thevathasan et al. 2004). I Sverige är detta inte en lika framträdande process som i tropiska områden. Detta då nedbrytningen tar längre tid i svenska klimat. Trots det kan det vara en process av vikt att följa.

Jorden är också som tidigare nämnt en stor reservoar av C. Att mäta det jordorganiska materialet kan därför vara bra. Genom att göra det fås även en känsla för jordens "bördighet".

I princip alla metoder för undersökning av jord kräver jordprover som skickas till analys i labb. Att ta jordproverna är nödvändigtvis inte svårt. Det innebär att de som är på plats kan ta jordproverna och sedan skicka dem till laboratoriet. Dessutom behövs inte grundliga undersökningar av vissa faktorer som näringsämnen göras med korta intervaller. Det kan räcka att ett jordprov analyseras på grunden vid få tillfällen. Det finns många böcker på hur jordprovet tas. Det finns bland annat en bok om jord i just agroforestrysystem, den är dock främst anpassad för tropiska områden, se (Schroth and Sinclair 2002).

Beroende på område och hur jorden ser ut kan olika effekter vara viktiga. Till exempel är jordorganiskt material väldigt viktigt i sandiga jordar för att bygga på en jordstruktur (Schroth and Sinclair 2002). Detta innebär att var man ska mäta vad kan variera. Vilka processer som är viktiga skiftar. En del undersökningar bör därför anpassas från plats till plats.

Jorden i silvopasturesystem är intressant att undersöka. Djuren har en stor inverkan på den med sin avföring. Det finns flera experiment på jorden i silvopasturesystem som visar på en förändring. Näringsämnen i jorden har ökat medan det jordorganiska materialet har minskat, se (Staley et al. 2008; Nyakatawa et al. 2012). Jordens fysiska struktur påverkas också i ett område där djur betas. Silvopasturesystem kan jämföras med en vanlig betesmark. Men ett silvopasturesystem kan också jämföras med djur och utan djur. Detta för att se hur stor påverkan djuren har på systemet (Sharrow 2007). I en rapport av (Sharrow and Ismail 2004) beskrivs utförligt hur man jämfört silvopasture med skog och betesmark.

Att tänka på vid jordundersökningar är hur marken använts tidigare. Framförallt om två olika system ska jämföras. En tidigare markanvändning kan ha stor påverkan på jorden.

Vattenhalten i en jord är viktig. Hur viktigt den är varierar beroende på områden och jordsammansättning. Att göra någon typ av enkel vattenmätning är troligen intressant. Vattenmätningar kan vara en del av standardmätningar vid en klimatstation som då kan beskriva mikroklimatet. Agroforestrysystem kan ha en stor inverkan på grundvattennivån och växttillgängligt vatten.

#### **9.4 Kvävefixering**

Metoder för att mäta kvävefixering har valts därför att N är ett viktigt näringsämne. Det har också valts som ett exempel på "svårigheten" med att utvärdera ekosystemtjänster. Både kvävebalans och kväveskillnad kräver att ett flertal faktorer mäts för att få bort felkällor. De båda metoderna kräver även tid och utrustning. De lämpar sig antagligen även bäst för utförande på en skogsträdgård och inte ett silvopasturesystem. Skogsträdgårdarna är mindre och lättare att utföra tester på som behövs för dessa metoder.

Anses en viss ekosystemtjänst vara viktig, till exempel kvävefixering bör mycket fokus läggas på den tjänsten. Den kan i sådant fall studeras "fullt ut" och "säkra" resultat kan fås. Om tid och pengar finns är det ett bra alternativ att välja ett område där just en ekosystemtjänst utvärderas.

Vid jordanalyser eller foliaranalyser kan N mängden fås. Detta kan vara fullt tillräckligt för att veta hur ekosystemtjänsten kvävefixering är inom ekosystemet. Vid prover på N mängden vet man om den ökar eller minskar. Det kan i många fall vara tillräckligt med fakta.

#### **9.5 Deltagardriven forskning**

Ett deltagardrivet forskningsprojekt innebär att lantbrukare, forskare och andra aktörer jobbar tillsammans mot gemensamma mål. Allas kunskap utnyttjas och projektet utformas gemensamt från alla medverkande (Svanäng et al. 2002). Det skiljer sig från ett forskningsprojekt som utformas av forskare och fokuseras på vissa processer djupgående med möjligen krävande och avancerade metoder. Det kan därför skilja på metoder som är lämpliga i deltagardrivna forskningsprojektet i jämförelse mot forskningsprojektet (Pinney 1991).

Genom rapporten har hänsyn tagits till metoder som lämpar sig till ett deltagardrivet forskningsprojekt. Det innebär metoder som kan utformas och utföras på och av lantbrukare på deras mark. Detta har varit ett problem i vissa fall. I många forskningsprojekt inriktas forskning på en växt

och på en ekosystemtjänst exempel kollagring. Den processen och den växten kan då studeras väldigt djupgående under en tid. Metoder för studierna är dessutom ofta krävande och destruktiva för studieplatsen.

Vidare följer att om komplicerade system med många processer ska studeras krävs en mycket bred kunskap. Det är då en fördel när många deltar i ett projekt. Många deltagare med olika bakgrunder kan bidra till mångsidig teoretisk och praktisk kunskap. Detta lämpar sig väl för agroforestrysystem då de är komplexa ur alla perspektiv.

Frågor skickades ut till medverkande lantbrukare i projektet för att få en bättre uppfattning om vad det finns för tankar kring agroforestry. Det är intressant ur ett ekosystemtjänstperspektiv, om tjänsterna ska utvärderas. Finns det en tro och vilja kring ekosystemtjänster är det lättare att utföra undersökningar kring dem. Det är även intressant ur ett agroforestryperspektiv i stort. Finns det människor med intresse kan det sprida sig och agroforestry, som är intressant som odlingsmetod blir mer intressant och lättare att tillämpa. Det som också visade sig av frågorna var att det finns en förståelse kring ekosystemtjänster kopplat till agroforestry. Detta är positivt då ekosystemtjänster ska utvärderas. Då det finns kunskap är redan ett steg taget mot att kunna utforma och utföra mätmetoder på valda ekosystemtjänster.

## **9.6 Om agroforestry och forskning**

Agroforestry har haft det svårt att införa teoretisk kunskap till praktiskt kunskap. Mycket har byggts på teorier och inte på empirisk fakta (Ramun 2007). Anledning är att agroforestry är väldigt komplext med väldigt många pågående processer. Det är helt enkelt väldigt svårt att undersöka och få kvantitativ forskning på. Ett alternativ och komplement till kvantitativa metoder kan vara att använda kvalitativa metoder. En kvalitativ metod som kan användas på ett agroforestrysystem är en form av skala som de som jobbar i området får fylla i (De Groote et al. 2010). Olika parametrar kan väljas varav de sedan fylls i på skalan, exempel dåligt, mellan, bra. Parametrarna kan vara både biodiversitet, nedbrytning med mera. Detta kan ge en uppfattning på hur systemet fungerar. Att använda en sådan metod lämpar sig troligen bäst på stora områden där flera personer och ekosystem är inblandade.

Mycket av forskningen på agroforestry är i tropiska områden. Där används agroforestry främst för fattiga människors behov av system med högre avkastning. Det som har uppmärksammats med agroforestrysystem i dessa områden är att det är särskilt bra på att återanvända näring och ha en snabb näringscykel (Florescia 2007). I västvärlden finns andra behov. Därför kan koncentration ligga på andra faktorer än de i de tropiska delarna. Agroforestrysystemen fungerar väldigt annorlunda i olika delar av världen (Nair 2012). Det är därför extra viktigt att studera det just i Sverige. Det är även då viktigt att studera de faktorer som är viktiga i Sverige. Genom att göra det kan agroforestry och dess fördelar anpassas till svenskt klimat.

Vad som har framkommit är att det finns mycket fakta om tempererad agroforestry, vilket främst är i Nordamerika. Mycket av de undersökningar som gjorts på agroforestry i tempererade områden är på silvoarablesystem. Det har därför varit svårt att tillämpa metoder som kan vara viktiga på skogsträdgårdar och silvopastureområden.

Att använda modeller borde vara möjligt och meningsfullt. Frågan är egentligen då vilka modeller som finns tillgängliga. Kanske kan egna modeller skapas för svenska klimat. Med en modell kan ett systems utveckling under en lång tid ses. En modell kan även användas för att se hur bra agroforestry passar i olika svenska områden.

Vad som inte inkluderats direkt i rapporten är statistiska analyser. Dessa behöver göras i de flesta undersökningar, framförallt när två olika system undersöks, se exempelvis (Williams and Hedlund 2013; Donovan 2012; Schroth and Sinclair 2002).

Ett genomgående problem med mätmetoderna är vad som ska vara referenspunkt. Vilket är nödvändigt om agroforestry vill jämföras med andra ekosystem. I SAFE mätte man grödor vid träd och grödor där träd inte hade någon inverkan på grödan. Andra vanliga jämförelser är att jämföra agroforestrysystemet med en betesmark eller med en åkermark. Agroforestry skulle också kunna jämföras med naturliga ekosystem som en skog. Genom att till exempel jämföra silvopasture med en betesmark och en skog fås en indikation på skillnader i alla 3 systemen.

Då agroforestry är ”nytt” i Sverige och är en intressant lantbruksform behövs mycket forskning. Detta för att säkerställa fungerande agroforestrysystem och utvärdera deras påverkan på ekosystemtjänster under svenska förhållanden. Agroforestry har potential till att vara ett alternativ till delar av jordbruket och skogsbruket. Framtida forskning inom området borde därför vara av intresse.

## 10. Slutsats

De ekosystemtjänster som identifierats som betydelsefulla att följa upp i svenska agroforestrysystem är kollagring, biologisk kontroll, pollinering och kvävefixering. Utöver det har jord och dess bördighet bedömts som viktig att undersöka eftersom ett flertal ekosystemprocesser är kopplade till den.

- ❖ Kollagring kan mätas med:
  - Carbon accounting (Kolberäkning)
  - Eddy covariance (luft- flödesmätning)
- ❖ Biologisk kontroll och pollinering kan mätas genom att inventera biodiversiteten.
- ❖ Kvävefixering kan mätas med:
  - Kvävebalans
  - Kväveskillnad
- ❖ Faktorer av vikt att mäta i jorden är:
  - Totala jordkolet. Det kan mätas via:
    - Jordprover som analyseras på C.
  - Näring. Mäts via:
    - Analyser av jordprover.
  - Jordstrukturen. Den mäts via:
    - Skrymdensitet som är massan av ett ugnstorkat prov i förhållande till dess volym.
  - Vatten. Kan mätas:
    - Genom att använda en jordfuktighetsensor.

Metoderna är möjliga att utföra i ett deltagardrivet forskningsprojekt. Beroende på hur säkra och noggranna resultat som vill uppnås krävs olika mycket tid och pengar.

## 11. Referenser

- AFTA. 2013. An Introduction to Temperate Agroforestry. Retrieved 12 april 2013, from. [http://www.aftaweb.org/what\\_is\\_agroforestry.php](http://www.aftaweb.org/what_is_agroforestry.php)
- Albrecht, M., P. Duelli, C. Muller, D. Kleijn, and B. Schmid. 2007. The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *Journal of Applied Ecology*, 44: 813-822. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2007.01306.x
- Amundson, R., and H. Jenny. 1997. On a state factor model of ecosystems. *BioScience*, 47: 536-543.
- Biaggini, M., R. Consorti, L. Dapporto, M. Dellacasa, E. Paggetti, and C. Corti. 2007. The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122: 183-191. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.032>
- Bommarco, R., L. Marini, and B. Vaissière. 2012. Insect pollination enhances seed yield, quality, and market value in oilseed rape. *Oecologia*, 169: 1025-1032. DOI: 10.1007/s00442-012-2271-6
- Brockley, R. P., 2001. Foliar analysis as a planning tool for operational fertilization. Report, Edmonton, 63-68 pp.
- Brown, T. C., J. C. Bergstrom, and J. B. Loomis. 2007. Defining, valuing, and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal*, 47: 329-376.
- Cannell, M. G. R., M. Van Noordwijk, and C. K. Ong. 1996. The central agroforestry hypothesis: The trees must acquire resources that the crop would not otherwise acquire. *Agroforestry Systems*, 34: 27-31.
- Carter, M. R., and E. G. Gregorich. 2006. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. CRC Press, Taylor & Francis Group.
- CBD. 1992. Artikel 2. In *Convention on biological diversity*.
- CBD. 2004. *Ecosystem Approach, (CBD Guidelines)* Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Chapin, F. S., M. S. Torn, and M. Tateno. 1996. Principles of Ecosystem Sustainability. *The American Naturalist*, 148: 1016-1037. DOI: 10.2307/2463560
- Chapin, I. I. F. S., P. A. Matson, and P. M. Vitousek. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology [Elektronisk resurs] / by F. Stuart Chapin, III, Pamela A. Matson, Peter M. Vitousek*. New York, NY : Springer New York, 2011.
- Dagliesh, N., and M. Foale. 2000. *Soil matters: monitoring soil water and nutrients in dryland farming*. CSIRO: Brisbane: Agricultural Production Systems Research Unit.
- Daily, G. C. 1997. *Nature's services : societal dependence on natural ecosystems / edited by Gretchen C. Daily*. Washington, DC : Island Press, cop. 1997.
- Daizy Rani, B., S. Harminder Pal, and K. Ravinder Kumar. 2007. Allelopathic Tree Crop Interactions under Agroforestry Systems. In *Ecological Basis of Agroforestry*, 37-50 pp.: CRC Press.
- De Groote, H., E. Rutto, G. Odhiambo, F. Kanampiu, Z. Khan, R. Coe, and B. Vanlauwe. 2010. Participatory evaluation of integrated pest and soil fertility management options using ordered categorical data analysis. *Agricultural Systems*, 103: 233-244. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2009.12.005>
- Dixon, R., J. Winjum, K. Andrasko, J. Lee, and P. Schroeder. 1994. Integrated land-use systems: Assessment of promising agroforest and alternative land-use practices to enhance carbon conservation and sequestration. *Climatic Change*, 27: 71-92. DOI: 10.1007/BF01098474
- Donovan, P. 2012. Measuring soil carbon change, . In *soilcarboncoalition*.
- EEA, 2005. The European environment - State and outlook 2005. European Environment Agency Report, Copenhagen. Report No 1/2005. ISBN: 92-9167-776-0
- EEA, 2007. Europe's environment — The fourth assessment European environment agency Report, Copenhagen.
- EEA. 2013. Land Use. Retrieved 05-13 2013, from. <http://www.eea.europa.eu/themes/landuse/intro>

- Eksvärd, K., and T. Rydberg. 2010. Integrating Participatory Learning and Action Research and Systems Ecology: A Potential for Sustainable Agriculture Transitions. *Systemic Practice & Action Research*, 23: 467-486. DOI: 10.1007/s11213-010-9172-6
- FAO, 2006. World agriculture towards 2030/2050. Global Perspectives Studies Unit Report, Rome, Italy.
- FAO. 2012. *State of the World's Forests*. Rome: Food and agriculture organization of the united nation. ISBN 978-92-5-106750-5
- FAO. 2013a. Facts and figures: Forest cover. Retrieved 2013-05-03, from. <http://www.fao.org/forestry/28808/en/>
- FAO. 2013b. Facts and figures: People and forests. Retrieved 2013-04-30 2013, from. <http://www.fao.org/forestry/28811/en/>
- FAO. 2013c. Forest products statistics: Forest product consumption and production. Retrieved 2013-04-30 2013, from. <http://www.fao.org/forestry/statistics/80938@180723/en/>
- FAO, WFP, and IFAD. 2012. *The State of Food Insecurity in the World 2012. Economic growth is necessary but not sufficient to accelerate reduction of hunger and malnutrition*. Rome: FAO.
- Fitter, A., T. Elmqvist, R. Haines-Young, M. Potschin, A. Rinaldo, H. Setälä, S. Stoll-Kleemann, M. Zobel, et al. 2010. Chapter 1 An Assessment of Ecosystem Services and Biodiversity in Europe. In *Ecosystem Services*, 1-28 pp.: The Royal Society of Chemistry.
- Florencia, M. 2007. Soil Sustainability in Agroforestry Systems. In *Ecological Basis of Agroforestry*, 239-251 pp.: CRC Press.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, et al. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.
- Foley, J. A., N. Ramankutty, K. A. Brauman, E. S. Cassidy, J. S. Gerber, M. Johnston, N. D. Mueller, C. O'Connell, et al. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478: 337-342.
- Götz, S., S. Michaela, and J. Francisco. 2007. Belowground Interactions in Tree?Crop Agroforestry. In *Ecological Basis of Agroforestry*, 159-170 pp.: CRC Press.
- Hazell, P., and S. Wood. 2008. Drivers of change in global agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363: 495-515. DOI: 10.1098/rstb.2007.2166
- ICRAF. 1993. Report of the First External Programme and Management Review of the International Centre for Research in Agroforestry (ICRAF). ed. C. S. Council. Rome, Italy: Science Council Secretariat. .
- IPCC. 2007a. *Climate change 2007: mitigation*. New York: Cambridge University Press.
- IPCC, 2007b. *Climate Change 2007: Synthesis Report* Report, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- Jacke, D., and E. Toensmeier. 2005. *Edible Forest Gardens (2 volume set)*. Chelsea Green.
- Johnston, A. E., P. R. Poulton, and K. Coleman. 2009. Chapter 1 Soil Organic Matter: Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes. In *Advances in Agronomy*, ed. L. S. Donald, 1-57 pp.: Academic Press.
- Jose, S., A. R. Gillespie, and S. G. Pallardy. 2004. Interspecific interactions in temperate agroforestry. *Agroforestry Systems*, 61-62: 237-255.
- Jose, S., and A. M. Gordon. 2008. Ecological Knowledge and Agroforestry Design: An Introduction. In *Toward Agroforestry Design*, eds. S. Jose, and A. Gordon, 3-9 pp.: Springer Netherlands.
- Kowalenko, C. G. 2001. Assessment of Leco CNS-2000 analyzer for simultaneously measuring total carbon, nitrogen, and sulphur in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32: 2065-2078.
- Kremen, C., and A. Miles. 2012. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology and Society*, 17. DOI: 10.5751/ES-05035-170440
- Kurniatun Hairiah, S. D., S. V. Fahmuddin Agus, S. R. a. Andree Ekadinata, and M. v. Noordwijk. 2010. *Measuring Carbon Stocks Across Land Use Systems: A Manual*. Bogor, Indonesia: World Agroforestry Centre (ICRAF).
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220: 242-258.



- Martin, E., and R. Hine. 2008. *eddy covariance technique*. Oxford University Press.
- MEA. 2005a. *Ecosystems and human well-being : current state and trends* Washington D.C: Island press.
- MEA. 2005b. *Ecosystems and Human Well-being: General Synthesis*. Washinton D.C: Island Press.
- MEA. 2005c. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington, D.C: Island Press.
- Migliavacca, M., M. Meroni, L. Busetto, R. Colombo, T. Zenone, G. Matteucci, G. Manca, and G. Seufert. 2009. Modeling Gross Primary Production of Agro-Forestry Ecosystems by Assimilation of Satellite-Derived Information in a Process-Based Model. *Sensors (14248220)*, 9: 922-942. DOI: 10.3390/s90200922
- Miguel, A., and N. Clara. 2007. Ecologically Based Pest Management in Agroforestry Systems. In *Ecological Basis of Agroforestry*, 95-107 pp.: CRC Press.
- Montagnini, F., and P. K. R. Nair. 2004. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61-62: 281-295. DOI: 10.1023/B:AGFO.0000029005.92691.79
- Mosquera-Losada, M. R., D. Freese, and A. Rigueiro-Rodríguez. 2011. Carbon Sequestration in European Agroforestry Systems. In *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems*, eds. B. M. Kumar, and P. K. R. Nair, 43-59 pp.: Springer Netherlands.
- Mosquera-Losada, M. R., J. H. McAdam, R. Romero-Franco, J. J. Santiago-Freijanes, and A. Rigueiro-Rodríguez. 2008. Definitions and Components of Agroforestry Practices in Europe. In *Agroforestry in Europe*, eds. A. Rigueiro-Rodríguez, J. McAdam, and M. Mosquera-Losada, 3-19 pp.: Springer Netherlands.
- Murray Unkovich, D. H., Mark Peoples, Georg Cadisch, Bob Boddey, Ken Giller, Bruno Alves and Phillip Chalk, 2008. Measuring plant-associated nitrogen fixation in agricultural systems. Report.
- Nair, P. K. R. 1993. *An Introduction to Agroforestry* Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Nair, P. K. R. 2011a. Agroforestry systems and environmental quality: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 40: 784-790.
- Nair, P. K. R. 2011b. Methodological Challenges in Estimating Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems. In *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems*, eds. B. M. Kumar, and P. K. R. Nair, 3-16 pp.: Springer Netherlands.
- Nair, P. K. R. 2012. Carbon sequestration studies in agroforestry systems: A reality-check. *Agroforestry Systems*, 86: 243-253.
- Nair, P. K. R., J. McAdam, M. R. Mosquera-Losada, and A. Rigueiro-Rodríguez. 2008. *Agroforestry in Europe [electronic resource] : Current Status and Future Prospects / edited by P. K. R. Nair, Antonio Rigueiro-Rodríguez, Jim McAdam, Maróa Rosa Mosquera-Losada*. Dordrecht : Springer Netherlands, 2008.
- Naresh V. Thevathasan, P. D., P.Ag. and Andrew M. Gordo. 2004. Enhancing Carbon (C) Sinks in Agroecosystems Using a Silviculture Approach, A final report.
- Naturvårdsverket, 2008. Jordbruksmark - revision av nationell miljöövervakning. Report. [in Swedish, English summary]
- Naturvårdsverket, 2012a. Fördjupad utvärdering av miljömålen 2012 - Levande skogar. Report. [in Swedish, English summary]
- Naturvårdsverket. 2012b. Sammanställd information om Ekosystemtjänster.
- Naturvårdsverket. 2013a. Miljöarbete i samhället: miljömål & samverkan - Levande skogar. Retrieved 2013-05-19 2013, from. <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Levande-skogar/>
- Naturvårdsverket. 2013b. Miljöarbete i samhället: Miljömål och samverkan: Ett rikt odlingslandskap. Retrieved 2013-05-19 2013, from. <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Ett-rikt-odlingslandskap/>

- Nielsen, A., O. Messinger, M. Vaitis, T. Tscheulin, E. Lamborn, T. Petanidou, I. Steffan-Dewenter, C. Westphal, et al. 2011. Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: Importance of habitat type and sampling techniques. *Ecological Research*, 26: 969-983. DOI: 10.1007/s11284-011-0852-1
- Noble, I. R., and R. Dirzo. 1997. Forests as Human-Dominated Ecosystems. *Science*, 277: 522-525. DOI: 10.1126/science.277.5325.522
- Nyakatawa, E., D. Mays, K. Naka, and J. Bukenya. 2012. Carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in a loblolly pine-goat silvopasture system in the Southeast USA. *Agroforestry Systems*, 86: 129-140. DOI: 10.1007/s10457-011-9431-2
- Oliver, I., and A. J. Beattie. 1993. A Possible Method for the Rapid Assessment of Biodiversity. *Conservation Biology*, 7: 562-568. DOI: 10.2307/2386684
- Olson R.K., S. M. M., and Aschmann S.G. . 2000. An ecological foundation for temperate agroforestry. In *North American Agroforestry: An Integrated Science and Practice*, ed. R. W. J. Garrett H.E., and Fisher R.F, 402 pp. Madison: American Society of Agronomy.
- Pearson, T. R. H., S. L. Brown, and R. A. Birdsey. 2007. Measurement Guidelines for the Sequestration of Forest Carbon *USDA FOREST SERVICE*, United States Department of Agriculture.
- Peoples M.B., H. D. M., Gibson A.H. and Herridge D.F., 1989. Methods for evaluating biological nitrogen fixation by nodulated legumes in the field. Australian Centre for International Agricultural Research Report, Canberra.
- Pinney, A. 1991. Farmer-augmented designs for participatory agroforestry research. *Agroforestry Systems*, 15: 259-274. DOI: 10.1007/BF00120192
- Powlson, D. S., P. J. Gregory, W. R. Whalley, J. N. Quinton, D. W. Hopkins, A. P. Whitmore, P. R. Hirsch, and K. W. T. Goulding. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy*, 36, Supplement 1: S72-S87. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.11.025>
- Quinkenstein, A., C. Böhm, E. Matos, D. Freese, and R. Hüttl. 2011. Assessing the Carbon Sequestration in Short Rotation Coppices of Robinia pseudoacacia L. on Marginal Sites in Northeast Germany. In *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems*, eds. B. M. Kumar, and P. K. R. Nair, 201-216 pp.: Springer Netherlands.
- Ramun, K. 2007. Approaches to Tree Environment Crop Interactions. In *Ecological Basis of Agroforestry*, 51-72 pp.: CRC Press.
- Rao, M. R., M. P. Singh, and R. Day. 2000. Insect pest problems in tropical agroforestry systems: Contributory factors and strategies for management. *Agroforestry Systems*, 50: 243-277. DOI: 10.1023/A:1006421701772
- Ravinder Kumar, K., S. Harminder Pal, B. Daizy Rani, and J. Shibu. 2007. Ecological Interactions in Agroforestry. In *Ecological Basis of Agroforestry*, 3-14 pp.: CRC Press.
- Rigueiro-Rodríguez, A., E. Fernández-Núñez, P. González-Hernández, J. H. McAdam, and M. R. Mosquera-Losada. 2008. Agroforestry Systems in Europe: Productive, Ecological and Social Perspectives. In *Agroforestry in Europe*, eds. A. Rigueiro-Rodríguez, J. McAdam, and M. Mosquera-Losada, 43-65 pp.: Springer Netherlands.
- Roupsard, O., G. Maire, Y. Nouvellon, J. Dauzat, C. Jourdan, M. Navarro, J.-M. Bonnefond, L. Saint-André, et al. 2009. Scaling-up productivity (NPP) using light or water use efficiencies (LUE, WUE) from a two-layer tropical plantation. *Agroforestry Systems*, 76: 409-422. DOI: 10.1007/s10457-008-9191-9
- Samnegård, U., A. S. Persson, and H. G. Smith. 2011. Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. *Biological Conservation*, 144: 2602-2606. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.008>
- Sanchez, P. A. 1995. Science in agroforestry. *Agroforestry Systems*, 30: 5-55. DOI: 10.1007/BF00708912

- Schroth, G., U. Krauss, L. Gasparotto, J. A. D. Aguilar, and K. Vohland. *Pests and diseases in agroforestry systems of the humid tropics*.
- Schroth, G., and F. L. Sinclair. 2002. *Trees, crops and soil fertility: concepts and research methods*. Wallingford: CABI Publishing.
- Sharrow, S. 2007. Soil compaction by grazing livestock in silvopastures as evidenced by changes in soil physical properties. *Agroforestry Systems*, 71: 215-223. DOI: 10.1007/s10457-007-9083-4
- Sharrow, S. H., and S. Ismail. 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, 60: 123-130. DOI: 10.1023/B:AGFO.0000013267.87896.41
- Shibu, J., A. Samuel, and P. R. Nair. 2007. Tree Crop Interactions. In *Ecological Basis of Agroforestry*, 15-36 pp.: CRC Press.
- Sileshi, G., S. Götz, R. Meka, and H. Girma. 2007. Weeds, Diseases, Insect Pests, and Tri-Trophic Interactions in Tropical Agroforestry. In *Ecological Basis of Agroforestry*, 73-94 pp.: CRC Press.
- Smith, P., and P. J. Gregory. 2013. Climate change and sustainable food production. *Proceedings of the Nutrition Society*, 72: 21-28. DOI: doi:10.1017/S0029665112002832
- Staley, T., J. Gonzalez, and J. S. Neel. 2008. Conversion of deciduous forest to silvopasture produces soil properties indicative of rapid transition to improved pasture. *Agroforestry Systems*, 74: 267-277. DOI: 10.1007/s10457-008-9139-0
- Svanäng, K., G. Roempke, G. Eriksson, L. B. Johansson, T. Lund, L. Karlsson, T. Öhman, J. Ihrsén, et al., 2002. Deltagardriven forskning – Växtodlingsgruppen, Resultat och utvärdering av arbetet under 1998 till 2001. Centrum för uthålligt lantbruk, SLU Report, Uppsala. [in Swedish, English summary]
- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. Earthscan Report, London and Washington.
- Thevathasan, N. V., and A. M. Gordon. 2004. Ecology of tree intercropping systems in the North temperate region: Experiences from southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 61-62: 257-268. DOI: 10.1023/B:AGFO.0000029003.00933.6d
- Thevathasan, N. V., A. M. Gordon, J. A. Simpson, P. E. Reynolds, G. Price, and P. Zhang. 2004. Biophysical and Ecological Interactions in a Temperate Tree-Based Intercropping System. *Journal of Crop Improvement*, 12: 339-363. DOI: 10.1300/J411v12n01\_04
- Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. D'Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Schindler, W. H. Schlesinger, et al. 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science*, 292: 281-284. DOI: 10.1126/science.1057544
- Udawatta, R., and L. Godsey. 2010. Agroforestry comes of age: putting science into practice. *Agroforestry Systems*, 79: 1-4. DOI: 10.1007/s10457-010-9296-9
- UN. 1992. Agenda 21. In *United Nations Conference on Environment & Development*. Rio de Janeiro, Brazil: United Nations.
- UNFCCC, 2007. United Nations framework convention on climate change. Report, Geneva, Switzerland.
- Ward, P. R., S. F. Micin, and I. R. P. Fillery. 2012. Application of eddy covariance to determine ecosystem-scale carbon balance and evapotranspiration in an agroforestry system. *Agricultural and Forest Meteorology*, 152: 178-188. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.09.016>
- Wardle, D. A., and J. Chase. 2006. The influence of biotic interactions on soil biodiversity. *Ecology Letters*, 9: 870-886. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00931.x
- Williams, A., and K. Hedlund. 2013. Indicators of soil ecosystem services in conventional and organic arable fields along a gradient of landscape heterogeneity in southern Sweden. *Applied Soil Ecology*, 65: 1-7. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.12.019>

Vladimir Stolbovoy, L. M., NicolaFilippi, Arwyn Jones, Javier Gallego and Giacomo Grassi 2007. *Soil sampling protocol to certify the changes og organic carbon stock in mineral soil of the European Union*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Wratten, S. D., H. Sandhu, R. Cullen, and R. Costanza. 2013. *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes [Elektronisk resurs] / edited by Steve Wratten, Harpinder Sandhu, Ross Cullen, and Robert Costanza*. Chicester : Wiley, 2013.

#### **Karta 1**

Producerad av Sebastian A Hylander 2013. Data hämtad från EEA, finns tillgänglig på <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster-2>

#### **Figur 1**

Gjord av Sebastian A Hylander. Data från statistiska centralbyrån (SCB), finns tillgänglig på [http://www.scb.se/Pages/Product\\_\\_\\_12847.aspx](http://www.scb.se/Pages/Product___12847.aspx)

#### **Figur 2**

Gjord av Sebastian A Hylander.

#### **Figur 3**

Tagen från projektet Hållbar livsmedelsproduktion i Sverige – att odla och äta från perenna system.

#### **Omslagsbild**

Holma skogsträdgård vid Höör. Bild tagen av Sebastian A Hylander 2013.

#### **Bild 1**

Holma skogsträdgård vid Höör. Bild tagen av Sebastian A Hylander 2013.

#### **Bild 2**

Bulltofta vid Malmö. Bild tagen av Sebastian A Hylander 2013.

## 12. Ordlista

Akvifer: En genomtränglig underjordsyta som kan lagra och ge tillgång till vatten.

Allelopati: En växts förmåga att utsöndra ett ämne som påverkar sin biologiska omgivning.

Allometrisk ekvation: En regressions relation som beskriver en kropps massa som en funktion av en enkelt mätt parameter.

Anemometer: Ett instrument för att mäta vindhastighet

Anjon: En negativt laddad jon

Annueler: Ettåriga växter

Biota: Organismerna i ett ekosystem

Denitrifikation: Biologisk process där nitrat ( $\text{NO}_3$ ) omvandlas till kvävgas ( $\text{N}_2$ ).

Evaporation: Processen då flytande vatten omvandlas till vattenånga.

Evapotranspiration: Evaporationen från jorden och växter samt transpirationen (vatten från växtens klyvöppning till atmosfären).

Fenologi: De periodiska företeelserna från växtriket, såsom lövsprickning och lövfällning.

Fytoremediering: Sanering av förorenad jord

Gauses princip: Ekologisk princip att liknande arter inte kan samexistera i samma ekologiska nisch.

Glödgningsförlust: Massaförlusten vid glödgning i jämförelse med den torra massan innan glödgningen.

Humus: Stabilt fraktionerat organiska ämnen i eller på jorden.

Hyf: Celltråd hos svamp

Jordbruk: Betesmarker, åker och ängsmark

Kapillärkraft: En kraft då vatten kan stiga i kapillärer

Katjon: Positivt laddad jon

Konventionellt jordbruk: Produktionssystem som använder all tillgänglig teknik och tillgängliga metoder som är lagliga, såsom växtförädling, djuravel, syntetiska fodertillsatser, gödselmedel, kemiska bekämpningsmedel och antibiotika.

Landdegration: När den biologiska miljön förstörs och reduceras genom mänsklig påverkan.

Lantbruk: Kombination av skogsbruk och jordbruk

Leddjur: En stam i djurriket som innefattar insekter, spindeldjur, mångfotingar och kräftdjur.

Marktäckning: Vilken typ av vegetation som täcker jordytan.

Mesofauna: Djur i jorden som är mellan 0.2 till 10mm.

Mikrofauna: Djur i jorden som är mindre än 0.2mm.

Mineralisering: Omvandling av kol och näringsämnen från organisk- till inorganisk form.

Monokulturer: Odling där endast en gröda förekommer.

Nitrat: Salter av nitratjoner ( $\text{NO}_3$ ). Som exempelvis ammoniumnitrat ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ )

Ekologiskt jordbruk: Jordbruk som är inriktat på att ha så lite påverkar på miljön som möjligt. Syntetiska gödningsmedel och bekämpningsmedel används inte eller är väldigt begränsat.

Patogener: Smittoämnen och gifter.

Perenner: Fleråriga växter.

pH: Ett mått på ett ämnes syrlighet.

Phytometer: En planta eller en grupp plantor som växer under kontrollerade former för att mätas dess respons till olika miljöfaktorer.

Referenspunkt: En punkt som kan användas som jämförelse mot en annan punkt.

Refugium: Ett område där en isolerad art lever som innan har varit mer utbredd.

Rhizobia: Symbios mellan jordbakterie som binder kväve och växt.

Rhizobium: Kvävebindande bakterie.

Rot nodul: Förekommer vid rötterna på plantor där kvävefixerande bakterier lever i symbios med plantan.

Savflöde: Vätska i trädet som transporterar dess näring och vatten till olika delar.

Sekundärt habitat: Ett område som har "förstörts" och sedan växt upp på nytt för att likna den gamla naturen med biologiskt mångfald med mera.

Shannon Wiener index: Ett diversitets index inom ekologin.

Sidoskottsrotter: En växts nya rötter som inte kommer från huvudroten.

Simpson diversity index: Används för att mäta biodiversiteten inom ett habitat. Formel:

$$D_s = \frac{N(N-1)}{n_i(n_i-1)}$$

Där N=totala antalet individer inom alla arter och  $n_i$ =antalet individer inom en art

Skogsbruk: Nyttjandet av skogens råvaror för produktion.

Taxonomisk grupp: Klassifikationen av en homogen grupp enheter. Från domän till art.

Träda: En åkermark får under en period vila från att ha produktion av grödor.

Vattenpotential: Vattnets energinivå vid en godtycklig punkt. En skillnad i vattenpotential får vatten att förflytta sig från en punkt med högre vattenpotential till en punkt med lägre vattenpotential.

### 13. Bilaga – Svar på frågor

Fråga 1.
Att kombinera livsmedelsproduktion med odling av träd och buskar som även kan ge andra produkter och därmed med litet arbete, liten miljöpåverkan, liten mängd hjälpenergi kunna skörda stor mängd önskad nytta.
Kombination av jordbruk och skogsbruk, träd på åkern och mat i skogen.
Det innebär att man har med vedartade växter och utnyttjar ekosystemdynamik i odlingarna eller betsmarken.
Kombinera jord och skogsbruk på samma område och därmed öka den totala produktionen och andra nyttigheter, såsom kolbindning, etc.
Olika former av samproduktion av perenna och årliga växter och djur för livsmedel och andra förnödenheter där systemet planeras för hög avkastning, högt bidragande av "ekosystemtjänster" till systemet självt och dess omgivning, samt låg resursförbrukning.
Det är ett system som drar nytta av samverkansförmågan mellan växter av olika slag, där man genom att optimera systemet kan få ut mer skörd av en viss yta.
Ett odlingssystem med främst fleråriga grödor, där även vedartade växter inkluderas och/eller djur inkluderas.
Fråga 2.
Det yttersta syftet som jag ser det är att undersöka hur människan ska kunna bidra till mer produktiva ekosystem och därmed till en hållbar utveckling.
Att stapla aktiviteter på en yta är oftast effektivt, mångfald ger stabilare system och ger möjlighet att naturen får jobba genom ekosystemtjänster istället för fossil energi.
Det är en kombination av högre avkastning och mindre miljöpåverkan.
Högre avkastning och mindre miljöpåverkan. Och jag är mycket nyfiken på om det går att finna hur man gjorde tidigare innan jord och skogsbruk skildes och delades upp
För att det är intressant ur alla aspekter av hållbar utveckling och för att det är så roligt.
Om växter kan samverka genom att skugga, ge lä, hämta upp näringsämnen från olika skikt i jorden (och göra dem tillgängliga för andra växter) så innebär det att vi behöver sätta in färre insatser för att få skörd – så svaret är ja. Jag tror att ett fungerande system kan ge ökad resiliens åt produktionssystemet på gården/fastigheten. Då tänker jag främst på att om man t.ex. satsat på en monokultur på en viss yta och denna drabbas av torka/insektsangrepp el liknande, då blir det ingen skörd alls (i värsta fall). Om man har flera grödor i kombination är det sannolikt att någon av dem kommer att klara påfrestningen och kan ge skörd. Så ja, visst är det en kombination av båda.
Ja, men jag tror att det behövs mycket utveckling av de system som finns och kunskap om grödor som passar i sådana system i Sverige. Det är oundvikligt att vi måste ändra vårt sätt att producera mat om vi vill ha bördiga jordar och en levande planet även om 500 år.
Fråga 3.
Den största skillnaden är, som jag ser det, synsättet. Att sträva efter en helhetssyn på systemens funktion och möjlighet att bidra till nytta för det egna behovet och för människans möjlighet att skörda från ekosystemet. Människan är en faktor som kan bidra till att systemen blir mer produktiva. Monokulturodlingar kan ge höga skördar, men kräver mycket hjälpenergi. Det ger kostnader och miljöpåverkan
Jag tror helt enkelt att man överhuvud taget börjar tänka i ekosystem och mer i termer av design, mångfunktionalitet - vilket man också kan uttrycka som att man arbetar med ekosystemtjänster. Att designa välfungerande och mångfunktionella ekosystem som är enda möjligheten om vi skall kunna tillgodo se våra behov med mat, bränsle m.m. i längden.
Ökad biodiversitet och de fördelarna det för med sig för både naturen i sig men även för produktionen.
Det är ju alltihop. Går inte att prioritera som du försöker. Ekosystemtjänster är också ett begrepp som för fel. En återvändsgränd som vi måste ur
Agroforestry system planeras för att allt som ingår i det skall bidra till varandra, hela systemet och sin omgivning inklusive människan, det är alltså helt inriktat på

"ekosystemtjänster" medan en monokultur är inriktad på avkastning till gagn för människan utan tanke på återkoppling till systemet.
Kolinbinbindningen är en viktig faktor, biodiversiteten är också viktig. Ur produktionshänseende genererar systemet både mat, hantverksmaterial, bränsle och ett större mångfald i kulturlandskapet.
Ökad biologisk mångfald. Kolinbindning. Kulturellt, det är oftast finare att vara i ett mer diversifierat landskap. Bördigare jordar, minskat kväveläckage.



*Institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap, Lunds Universitet.*

***Student examensarbete (Seminarieuppsatser). Uppsatserna finns tillgängliga på institutionens geobibliotek, Sölvegatan 12, 223 62 LUND. Serien startade 1985. Hela listan och själva uppsatserna är även tillgängliga på LUP student papers (www.nateko.lu.se/masterthesis) och via Geobiblioteket (www.geobib.lu.se)***

The student thesis reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography and Ecosystem Science, University of Lund, Sölvegatan 12, S-223 62 Lund, Sweden. Report series started 1985. The complete list and electronic versions are also electronic available at the LUP student papers (www.nateko.lu.se/masterthesis) and through the Geo-library (www.geobib.lu.se)

- 230 Cléber Domingos Arruda (2011) Developing a Pedestrian Route Network Service (PRNS)
- 231 Nitin Chaudhary (2011) Evaluation of RCA & RCA GUESS and estimation of vegetation-climate feedbacks over India for present climate
- 232 Bjarne Munk Lyshede (2012) Diurnal variations in methane flux in a low-arctic fen in Southwest Greenland
- 233 Zhendong Wu (2012) Dissolved methane dynamics in a subarctic peatland
- 234 Lars Johansson (2012) Modelling near ground wind speed in urban environments using high-resolution digital surface models and statistical methods
- 235 Sanna Dufbäck (2012) Lokal dagvattenhantering med grönytefaktorn
- 236 Arash Amiri (2012) Automatic Geospatial Web Service Composition for Developing a Routing System
- 237 Emma Li Johansson (2012) The Melting Himalayas: Examples of Water Harvesting Techniques
- 238 Adelina Osmani (2012) Forests as carbon sinks - A comparison between the boreal forest and the tropical forest
- 239 Uta Klönne (2012) Drought in the Sahel – global and local driving forces and their impact on vegetation in the 20th and 21st century
- 240 Max van Meeningen (2012) Metanutsläpp från det smältande Arktis
- 241 Joakim Lindberg (2012) Analys av tillväxt för enskilda träd efter gallring i ett blandbestånd av gran och tall, Sverige
- 242 Caroline Jonsson (2012) The relationship between climate change and grazing by herbivores; their impact on the carbon cycle in Arctic environments
- 243 Carolina Emanuelsson and Elna Rasmusson (2012) The effects of soil erosion on nutrient content in smallholding tea lands in Matara district, Sri Lanka
- 244 John Bengtsson and Eric Torkelsson (2012) The Potential Impact of Changing Vegetation on Thawing Permafrost: Effects of manipulated vegetation on summer ground temperatures and soil moisture in Abisko, Sweden
- 245 Linnea Jonsson (2012). Impacts of climate change on Pedunculate oak and

- Phytophthora activity in north and central Europe
- 246 Ulrika Belsing (2012) Arktis och Antarktis föränderliga havsistäcken
- 247 Anna Lindstein (2012) Riskområden för erosion och näringsläckage i Segeåns avrinningsområde
- 248 Bodil Englund (2012) Klimatanpassningsarbete kring stigande havsnivåer i Kalmar läns kustkommuner
- 249 Alexandra Dicander (2012) GIS-baserad översvämningskartering i Segeåns avrinningsområde
- 250 Johannes Jonsson (2012) Defining phenology events with digital repeat photography
- 251 Joel Lilljebjörn (2012) Flygbildsbaserad skyddszonsinventering vid Segeå
- 252 Camilla Persson (2012) Beräkning av glaciärers massbalans – En metodanalys med fjärranalys och jämviktlinjehöjd över Storglaciären
- 253 Rebecka Nilsson (2012) Torkan i Australien 2002-2010 Analys av möjliga orsaker och effekter
- 254 Ning Zhang (2012) Automated plane detection and extraction from airborne laser scanning data of dense urban areas
- 255 Bawar Tahir (2012) Comparison of the water balance of two forest stands using the BROOK90 model
- 256 Shubhangi Lamba (2012) Estimating contemporary methane emissions from tropical wetlands using multiple modelling approaches
- 257 Mohammed S. Alwesabi (2012) MODIS NDVI satellite data for assessing drought in Somalia during the period 2000-2011
- 258 Christine Walsh (2012) Aerosol light absorption measurement techniques:  
A comparison of methods from field data and laboratory experimentation
- 259 Jole Forsmoo (2012) Desertification in China, causes and preventive actions in modern time
- 260 Min Wang (2012) Seasonal and inter-annual variability of soil respiration at Skyttorp, a Swedish boreal forest
- 261 Erica Perming (2012) Nitrogen Footprint vs. Life Cycle Impact Assessment methods – A comparison of the methods in a case study.
- 262 Sarah Loudin (2012) The response of European forests to the change in summer temperatures: a comparison between normal and warm years, from 1996 to 2006
- 263 Peng Wang (2012) Web-based public participation GIS application – a case study on flood emergency management
- 264 Minyi Pan (2012) Uncertainty and Sensitivity Analysis in Soil Strata Model Generation for Ground Settlement Risk Evaluation

- 265 Mohamed Ahmed (2012) Significance of soil moisture on vegetation greenness in the African Sahel from 1982 to 2008
- 266 Iurii Shendryk (2013) Integration of LiDAR data and satellite imagery for biomass estimation in conifer-dominated forest
- 267 Kristian Morin (2013) Mapping moth induced birch forest damage in northern Sweden, with MODIS satellite data
- 268 Ylva Persson (2013) Refining fuel loads in LPJ-GUESS-SPITFIRE for wet-dry areas - with an emphasis on Kruger National Park in South Africa
- 269 Md. Ahsan Mozaffar (2013) Biogenic volatile organic compound emissions from Willow trees
- 270 Lingrui Qi (2013) Urban land expansion model based on SLEUTH, a case study in Dongguan City, China
- 271 Hasan Mohammed Hameed (2013) Water harvesting in Erbil Governorate, Kurdistan region, Iraq - Detection of suitable sites by using Geographic Information System and Remote Sensing