

# Lunds Universitets Ekologiska- och Naturgeografiska Institutioner

## Seminarieuppsatser Nr. 76

---

### Modellerade och uppmätta kväveflöden i energiskog som bevattnas med avloppsvatten

**Elisabet Andersson & Sofi Andersson**

---



2000  
Department of Ecology  
Sölvegatan 37, S-223 62 Lund  
and  
Department of Physical Geography,  
Sölvegatan 13, S-221 00 Lund,  
Lund University  
Sweden



<b>ABSTRACT</b>	<b>5</b>
<b>FÖRORD</b>	<b>6</b>
<b>1 INTRODUKTION</b>	<b>7</b>
1.1 INLEDNING	7
1.2 SYFTE	7
1.3 HYPOTESER	8
<b>2 BAKGRUND</b>	<b>9</b>
2.1 HISTORIK	9
2.2 MARKPROCESSER I AVLOPPSBEVATTNAD JORD	9
2.2.1 MIKROBIOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN I MARKEN	10
2.3 SALIX	11
2.3.1 SALIX SOM MARKFILTER VID VATTENRENING	11
2.3.2 FÖRDELAR MED SALIX SOM MARKFILTER	12
2.3.3 ERFARENHETER FRÅN LIKNANDE ODLINGAR	12
2.4 KVÄVECYKELN	13
2.4.1 FÖREKOMST AV KVÄVE	13
2.4.2 KEMISKA OCH BIOLOGISKA OMVANDLINGAR I KVÄVETS KRETSLOPP	14
2.4.3 EUTROFIERING AV AKVATISKA EKOSYSTEM, EN EFFEKT AV FÖR HÖGA KVÄVEUTSLÄPP	15
2.4.4 HÄLSORISKER MED KVÄVEFÖRENINGAR I GRUNDTVATTNET	16
2.5 GENERELL UPPBYGGNAD AV DE STUDERADE RENINGSVERKEN	17
<b>3 MATERIAL OCH METOD</b>	<b>19</b>
3.1 KVIDINGE	20
3.1.1 OMRÅDESBESKRIVNING	20
3.1.2 RENINGSVERKET	21
3.1.3 BESKRIVNING AV ODLINGEN	21
3.2 KÅGERÖD	22
3.2.1 OMRÅDESBESKRIVNING	22
3.2.2 RENINGSVERKET	23
3.2.3 BESKRIVNING AV ODLINGEN	23
3.3 FÄLTARBETE	25
3.3.1 MÄTNING AV ROTDJUP OCH LAI (LEAF AREA INDEX)	25
3.3.2 MÄTNING AV DENITRIFIKATION	25
3.3.3 LABORATIONSARBETE	27
3.3.4 BERÄKNINGAR OCH STATISTIK	27
3.4 TEORETISKA UPPSKATTNINGAR AV KVÄVEFLÖDEN UTIFRÅN TILLVÄXT- OCH KVÄVEINNEHÅLLSDATA	28

<b>3.5</b>	<b>MODELLVALSPROBLEMATIK</b>	<b>28</b>
<b>3.6</b>	<b>MODELLBESKRIVNING</b>	<b>28</b>
3.6.1	SOIL (SOIL WATER AND HEAT) MODELLEN	28
3.6.2	SOILN (SOIL WATER HEAT AND NITROGEN) -MODELLEN	31
3.6.3	INDATA FÖR MODELLERINGEN	33
3.6.4	KÄNSLIGHETSANALYS FÖR SOIL-SOILN-MODELLEN	38
<b>4</b>	<b>RESULTAT</b>	<b>39</b>
<b>4.1</b>	<b>LAI OCH ROTDJUP</b>	<b>39</b>
<b>4.2</b>	<b>DENITRIFIKATION I FÄLT</b>	<b>39</b>
<b>4.3</b>	<b>TEORETISKA UPPSKATTNINGAR UTIFRÅN TILLVÄXT- OCH KVÄVEINNEHÅLL</b>	<b>39</b>
<b>4.4</b>	<b>KVÄVEBUDGET ENLIGT MODELLRESULTATEN</b>	<b>40</b>
<b>4.5</b>	<b>ÖVRIGA MODELLERINGSRESULTAT</b>	<b>41</b>
<b>4.6</b>	<b>RESULTAT FRÅN KÄNSLIGHETSANALYS AV SOIL-SOILN-MODELLEN</b>	<b>50</b>
<b>5</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>51</b>
<b>5.1</b>	<b>DENITRIFIKATIONSMÄTNING</b>	<b>51</b>
<b>5.2</b>	<b>JÄMFÖRELSE MELLAN TEORETISKA UPPSKATTNINGARS OCH MODELLRESULTATS KVÄVEFLÖDEN</b>	<b>51</b>
<b>5.3</b>	<b>SOILN-SIMULERING</b>	<b>52</b>
5.3.1	SIMULERINGSRESULTAT 1998	52
5.3.2	SIMULERINGSRESULTAT 1999	53
5.3.3	JÄMFÖRELSE MELLAN 1998- OCH 1999-ÅRS KVÄVERESULTAT	53
5.3.4	SALIX OCH KVÄVE I MODELLRESULTATEN	54
<b>5.4</b>	<b>KÄNSLIGHETSANALYSDISKUSSION</b>	<b>55</b>
<b>6</b>	<b>SLUTSATS</b>	<b>56</b>
<b>7</b>	<b>FELKÄLLOR</b>	<b>58</b>
<b>8</b>	<b>ORDLISTA</b>	<b>59</b>
<b>9</b>	<b>REFERENSER</b>	<b>62</b>
	LITTERATUR	62
	INTERNET	64
	PERSONLIGA KONTAKTER	64
	<b>APPENDIX I</b>	<b>65</b>

<b>APPENDIX II</b>	<b>67</b>
--------------------	-----------

---

<b>APPENDIX III</b>	<b>70</b>
---------------------	-----------

---

<b>APPENDIX IV</b>	<b>71</b>
--------------------	-----------

---

## Abstract

---

*The aim of this essay was to study the nitrogen flow in two willow plantations, at different locations in the south of Sweden, that were irrigated with sewage. The study was also performed to compare the differences in nitrogen flows between two years, 1998 and 1999. The study was made in three parts. First, the denitrification activity was measured using the acetylen inhibition method. Second the nitrogen flow, as well as the water- and heat flows, were modeled through the SOIL-SOILN-model. Third; the nitrogen flow was calculated to compare with the results from the model.*

*The results from the measurements were then compared with the results from the SOILN-simulations to detect differences in the denitrification rate. There was zero denitrification activity for both years and both location in the results from the simulation. The measurements showed only one sampling occasion at one location with significant denitrification rates. The reason for this seemed to be that Salix is effective in its ability to incorporate nitrogen. One of the plantations was not irrigated at the time of the measurements why the soil might have been aerobic. The results from the model are surprising, considering the fact that the soils which were irrigated had fine texture and therefore ought to become anaerobic. Anaerobic environment together with a supply of carbon and nitrate, are the prerequisites for denitrification, and all this seems to have been available in the model.*

*The nitrogen flow was modeled and calculated. The calculation was made from figures given by literature, for example plant growth. The results from the model showed that there were no nitrogen leakage. In the results from the calculation, there were some remaining nitrogen on both locations in 1999, but none in 1998. The amounts of remaining nitrogen were rather small. Besides a possible leakage of nitrogen to the saturation level there might have been a denitrification activity, and weeds ought to have incorporated some of the remaining nitrogen for their growth.*

## Förord

---

Examensarbetet (20p) ingår som sista kurs och del i utbildningsprogrammet Matematisk-Naturvetenskaplig utbildning (160p) vid Naturgeografiska Institutionen respektive Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet. Godkänd examen ger författarna titeln Filosofie Magister i ämnena Naturgeografi respektive Biologi.Handledare vid institutionen för Naturgeografi var Prof. Anders Lindroth och vid institutionen för Ekologi FD Torbjörn Davidsson.Handledning har även givits av Kenth Hasselgren, VBB VIAK.

Eftersom examensarbetet är ett samarbete mellan Naturgeografi och Biologi, så har arbetet till viss del delats upp mellan författarna. Elisabet Andersson har varit ytterst ansvarig för de biologiska och kemiska delarna, medan Sofi Andersson har haft det yttersta ansvaret för de fysikaliska och naturgeografiska delarna.

Vi vill framför allt tacka följande personer för att de hjälpt oss med material, ideer och synpunkter under vägen till det färdiga examensarbetet.

Pär Aronsson	SLU, Uppsala. För hjälp med tillväxtberäkningar och litteratur.
Torbjörn Davidsson	Limnologiska Institutionen, Lunds Universitet. För handledning och hjälp med denitrifikationsberäkning.
Kenth Hasselgren	VBB VIAK AB, Malmö. Handledning och bakgrundsinformation om de båda odlingarna.
Åke Hermansson	Svalövs kommun. Information om och visning av energiskogsodlingen i Kågeröd.
Zinaida Iritz	Naturgeografiska Institutionen, Lunds Universitet. För hjälp med bl LAI-mätningar.
Per-Erik Jansson	KTH, Stockholm. För hjälp med SOIL-SOILN-modellering samt litteraturtips.
Bengt Jensen	Helsingborgs kommun. För hjälp i fält vid energiskogsodlingen i Kvidinge.
Stig Johansson	Helsingborgs kommun. För information om energiskogsodlingen i Kvidinge.
Harry Lankreijer	Naturgeografiska Institutionen, Lunds Universitet. För hjälp med SOIL- och SOILN-modellen.
Anders Lindroth	Naturgeografiska Institutionen, Lunds Universitet. För handledning och hjälp med SOIL- och SOILN- modellen.

# 1 Introduktion

---

## 1.1 Inledning

Övergödningen av de akvatiska ekosystemen har påverkat utvecklingen av avloppsvattenhanteringen. För snart ett halvt sekel sedan började man inse att sjöar och vattendrag höll på att förstöras. Åtgärder sattes då in för att minska fosforhalten i reningsverkens utsläpp (Jansson *et al.*, 1994). Kvävetts effekter på havsmiljön upptäcktes inte förrän senare (Naturvårdsverket, 1997). Bl a för att minska reningsverkens kväveutsläpp har utvecklingen under senare år gått mot våtmarks- och dammanläggningar. På tre orter i Skåne, Kvidinge, Kågeröd och Bromölla, används *Salix viminalis*, energiskog, som markfilter för avloppsvattenrening. Fördelarna är många, förutom vattenreningen minskar användandet av kommersiella gödningsmedel då näringsämnen i avloppsvattnet (främst kväve och fosfor) tillvaratas. Även ur en vattenresursaspekt är detta bra, i och med att avloppsvatten används vid bevattning och därför slösas det ej med yt- eller grundvatten. Dessutom fås miljövänlig energi vid skörd av energiskogsodlingarna (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999).

Denna uppsats är baserad på ett projekt där *Salix* används som markfilter för att rena avloppsvatten. Kenth Hasselgren, VBB VIAK, är en av de som startade projektet, vilket till en början endast var ett pilotprojekt men som idag drivs som storskaliga anläggningar. Mätningar har kontinuerligt genomförts vad gäller kväve, fosfor, BOD m m i avloppsvatten, grundvatten, mark och recipient i och kring odlingarna. Dessa mätningar har till viss del legat som grund för vårt arbete som även det är initierat av Hasselgren. Arbetet består av två delar, dels mätning och analys av denitrifikation genom acetyleninhiberingsmetoden och dels av simuleringar av bl a vatten, värme och kväveflöden med SOIL- och SOILN-modellen. Vattenflödesberäkningarna i modellen är viktiga då de styr kvävetts transport, värmen för att den påverkar markprocesserna och därigenom indirekt även kväveflödena. Fältnätningarna utfördes i oktober 1999, perioden för simuleringarna var mars-oktober åren 1998 och mars-september 1999. Inga direkt motsvarande simuleringar har tidigare genomförts vad gäller *Salix*. Modellen har applicerats på salixodlingar men ej på någon som bevattnats med avloppsvatten. Simuleringar har inte heller gjorts på odlingar med lerig siltjord som i Kågeröd eller siltig lerjord som i Kvidinge (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1998). I flera andra studier har trädbevuxna kantzoner påvisat en hög denitrifikationsaktivitet, detta är däremot inte ordentligt undersökt i energiskogsodlingar (Aronsson, 1998), varför vi ser ett behov av att undersöka detta närmare.

## 1.2 Syfte

Målet med denna uppsats var att analysera och kvantifiera kvävecirkulationen i en energiskog som bevattnas med biologiskt renat avloppsvatten, för att kunna bedömma reningsmetodens effektivitet. Två av de tre ovan nämnda odlingarna, Kvidinge och Kågeröd, var utgångspunkten för denna studie. Simuleringarna med SOIL- och SOILN-modellen samt fältnätningarna utfördes för att kunna jämföra denitrifikationsvärdena mellan de två metoderna, eftersom denitrifikation är en viktig kvävefälla. Modelleringen genomfördes även för att undersöka SOILN-modellens förmåga att simulera det verkliga

kväveflödet i en energiskog i förhållande till uppmätta värden i fält. En ytterligare uppskattning av kväveflödena genomfördes utifrån litteraturvärden för att ha ett bredare underlag vid utvärderingen av reningseffektiviteten i odlingarna. Dessa resultat skulle framförallt användas för att jämföras med modellens resultat.

Arbetet riktar sig till alla som har intresse av miljövänliga och kostnadseffektiva avloppshanteringslösningar.

På grund av att detta är ett tvärvetenskapligt arbete blir bakgrunden lång, då både den biologiska och naturgeografiska delen måste behandlas. Därför kan den som är insatt i ett ämne lägga mindre vikt vid det och gå vidare till nästa.

### 1.3 Hypoteser

Våra hypoteser var att salixodlingen genom sitt effektiva näringsupptag tar upp det mesta av det nitratkväve som tillförs eller bildas, och därmed kommer ingen hög denitrifikation att påvisas vid fältmätningarna. Beroende på topografin borde denitrifikationen vara mer homogent fördelad i Kågeröd där det är flackt och vattnet sprids jämnare jämfört med Kvidinge där markplanet sluttar något. Bortsett från topografin förväntades platsernas denitrifikation vara likvärdiga eftersom bevattning, klimat och jordmån inte torde skilja sig så mycket från varandra. SOILN-modellen förväntades påvisa en relativt stor omsättning av kväve, med högt växtupptag samt låg denitrifikation och litet läckage till grundvattnet.

Hypoteserna var alltså:

1. Förväntad låg denitrifikation vid fältmätningar då *Salix* har ett effektivt nitratkväveupptag.
2. Topografin påverkar denitrifikationen
3. Då klimat, bevattning och jordmånsförhållande är likartade på de båda odlingarna verkar dessa parametrar homogeniserande på denitrifikationsaktiviteten.
4. SOILN-modellen förväntades påvisa att *Salix* har en god förmåga att ta upp kväve vilket ger begränsad denitrifikation och läckage till grundvattnet.



## 2 Bakgrund

---

### 2.1 Historik

Vatten är den naturresurs som människor och de flesta växter och djur är mest beroende av. Trots detta användes vattendrag som recipienter för obearbetat industriavfall i industrialiseringens början. Samtidigt ökade städernas utsläpp i och med den ökande urbaniseringen. Men fiskdöd och illaluktande vatten fick en opinion att växa mot dessa föroreningar. Den första reningen av avloppsvatten och senare införandet av vattenklosetter utvecklades i städerna som en reaktion mot koleraepidemier och andra ohygieniska förhållanden (Lundgren, 1974).

Under 1920-talet blev vattenklosetten vanlig i Sverige, och därmed ökade behovet av avloppshantering (Nordström, 1983). I Sverige hade år 1920 alla städer vatten- och avloppsledning men bara en stad (delar av Stockholm) hade då avloppsvattenrening. År 1930 hade fem städer reningsverk och 1940 ca 15 städer. Reningen räckte dock inte till utan vattendragen kom att fortsätta förorenas i rask takt (Nordström, 1983). De första reningsverken var olika typer av slambrunnar. En av de första åtgärder man satte in var att mekaniskt rena vattnet, d v s man fångade upp större fasta partiklar i avloppet med galler varefter man lät det löpa genom ett bassängsystem där sedimentation av tyngre partiklar kunde ske (Nordström, 1983). Under 1950-talet började man med biologisk rening genom mikroorganismer som konsumerar en stor del av det syretärande organiska innehållet i avloppsvattnet. Fosforrening infördes under 1970-talet för att begränsa tillväxten i recipienterna. Under de senaste decennierna har avloppsbevattning av våtmarker fått en renässans runtom i världen. Möjligheterna att nå högre kostnadseffektivitet jämfört med konventionell reningsteknik är som regel den viktigaste drivkraften, speciellt då resursutnyttjande kombineras med behandling/rening av avloppsvattnet (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999).

### 2.2 Markprocesser i avloppsbevattnad jord

Vid infiltration med avloppsvatten belastas marken med föroreningar bestående av organiska och oorganiska ämnen. Genom olika fysikaliska, kemiska och biologiska processer bryts föroreningarna ner i marken. En del av de tillförda ämnena fastlägges mer eller mindre hårt i jordprofilen, medan andra ämnen inte påverkas i någon större grad. Effekten av avloppsinfiltrationen bestäms av karaktären och omfattningen av dessa processer, som i sin tur styrs av olika yttre faktorer som exempelvis, avloppsvattnets mängd och sammansättning, jordprofilens egenskaper och temperaturförhållandena (Englöv och Nilsson, 1979).

När en jordprofil bevattnas med avloppsvatten sker en drastisk förändring av de naturliga förhållandena i systemet. Bl a bildas vissa karakteristiska zoner under infiltrationsytan. Närmast under infiltrationsytan bildas en filterhud bestående främst av ackumulerat organiskt material. Vid bevattning med avloppsvatten är huden i det närmaste vattenmättad. Under filter huden följer en omättad zon, sjunkvattenzonen, där vattenhalten kan variera inom vida gränser. Denna sjunkvattenzon följs av grundvattenzonen, som definitionsmässigt omfattar de delar av marken som är helt vattenmättade (Englöv och Nilsson, 1979).

Beroende på vattenhaltsförhållanden och porstrukturen kan förutsättningar för gasutbyte i jordprofilen variera. I den omättade zonen kan en betydande gastransport ske genom diffusion, medan gasutbytet mellan den mättade och omättade zonen är betydligt mindre. Syreförhållandena (eller redoxförhållandena) kan därför vara högst olika i jordprofilen och därmed också förutsättningarna för biokemiska processer (Englöv och Nilsson, 1979).

Förutom vattenhalts- och redoxförhållandena är det en rad egenskaper hos jordarten som inverkar på reningseffekten i ett infiltrationssystem, bl a texturen (kornform, kornfördelning mm), mineralogisk sammansättning och innehåll av organiska ämnen. Av särskild betydelse är jordartens innehåll av finare partiklar, i synnerhet lerpartiklar och humusämnen. I princip ökar reningsgraden ju finkornigare jordarten är, eftersom kontaktytan mellan jordpartiklar därmed ökar (Englöv och Nilsson, 1979).

Flera av de förändringar som sker i avloppsvattnets sammansättning under infiltrationsförloppet och transporten till grundvattnet är främst av kemisk natur, såsom kemisk adsorption (ackumulation av en substans på en gränsyta), jonbytesreaktioner, fällningsreaktioner och redoxprocesser. Med jonbyte menas en reversibel process där antingen katjoner eller anjoner kan utbytas mellan en fast fas och en omgivande vätska. I naturen förekommer flera ämnen med jonbytande egenskaper såsom lermineral och humussyror (Englöv och Nilsson, 1979).

### **2.2.1 Mikrobiologiska förhållanden i marken**

När en jordprofil bevattnas med avloppsvatten bildas ett ekologiskt system som är anpassat till den nya situationen med, i jämförelse med den naturliga profilen, ökad tillgång på vatten och näringssubstans. Förutom tillförseln av vatten och näring inverkar olika miljöfaktorer på mikroorganismernas sammansättning och aktivitet (Englöv och Nilsson, 1979).

Redoxstillståndet (närvaron eller frånvaron av fritt syre) är viktig för den biologiska omsättningen i jorden. I aerob miljö utnyttjas det fria syret vid nedbrytningen av organiskt material. Vid anaeroba förhållanden gynnas särskilda typer av mikroorganismer som har förmåga att tillgodogöra sig kemiskt bundet syre i organiska och oorganiska föreningar. Avgörande för redoxstillståndet är förutom tillförseln av syrekrävande substans också vattenhalten i jordprofilen. Om vattenhalten är hög försvåras gasutbytet mellan atmosfär och mark, då gasdiffusionen går mycket långsamt i vatten. På grund härav utvecklas ett anaerobt system lättare vid hög vattenhalt. Om vattenhalten däremot är låg till måttlig kan syre diffundera långt ner i jordprofilen så att aeroba förhållanden överväger. Förutsättningarna för gasdiffusion i porsystemet är även av stor betydelse då det gäller borttransport av mikroorganismernas respirationsprodukter. Även om ett system i huvudsak är aerobt kan partier med anaerobi finnas lokalt, t ex i finkornigare material eller i vattenfilmen närmast partikelytorna (Englöv och Nilsson, 1979).

Temperaturen är en viktig faktor vid all mikrobiell omsättning. Överslagsmässigt halveras reaktionshastigheten vid en temperatursänkning om 10° C tills en nedåt begränsande temperatur är nådd (beroende på reaktion och mikrober). Det har konstaterats att nedbrytningen av organiskt material i en infiltrationsanläggning är god även vid mycket låga temperaturer. Anledningen till detta är delvis att temperatur-

förändringarna sker långsamt så att nya bakteriekulturer hinner utvecklas som är anpassade till lägre temperaturer (Englöv och Nilsson, 1979).

## 2.3 Salix

Klimatet i södra och centrala Sverige, samt längs den östra norrlandskusten är fördelaktigt för att odla *Salix* i (Alriksson, 1997). Energiskogsplanteringar skördas vart tredje till fjärde år, vintertid, efter att växterna invintrat och fällt sina blad (Danfors, 1992). Tiden mellan två planteringstillfällen är ca 25 år och benämnes rotationsperioden (Perttu, 1989). *Salix* är lättodlad och planteras med sticklingar (Danfors 1992).

Både vattentillgång, näringsämnestillgång och klimat påverkar *Salix*plantans tillväxt. (Lindroth *et.al.*, 1994). Det finns ett förhållande mellan produktion och jordtextur som först och främst beror på skillnaderna i tillgänglighet på vatten i olika jordar. Vid försök gjorda i södra Sverige fann man, mot bakgrund av hur effektivt *Salix* använder upptaget vatten (water use efficiency, WUE), att ett ökande sandinnehåll i jorden ger en minskande stamproduktion. Lerjordar har en högre vattenhållande kapacitet än sandiga jordar, vilket leder till att växten kan använda nederbörden mer effektivt. Jordar med fin textur är alltså högproduktiva, men om det inte finns en tillräcklig vattentillgång förhindras planttillväxten, vilket kan hävas genom bevattning (Alriksson, 1998).

### 2.3.1 *Salix* som markfilter vid vattenrening

Den grundliga forskningen kring *Salix* inleddes runt 1976, initierad av både energikrisen och av en förväntad virkesbrist inom svensk skogsindustri. Det man sökt finna är de optimala tillväxtförhållanden vad gäller bl a närings- och vattenkrav. När ett avloppssystem för energiskogsbevattning ska planeras är det viktigt att känna till optimala näringsnivåer och näringsammansättningar för *Salix*. Dessa ligger i förhållandet 100:14:72 för kväve, fosfor och kalium (Ingestad, 1988). *Salix* rotsystem är aktivt hela året. Under vinterhalvåret är det främst finrötternas massa som förändras (Rytter och Hansson, 1996). *Salix* rötter kan dessutom söka sig till vatten som ligger en bit bort. Detta gör att spridningen av avloppsvattnet inte behöver ske helt homogent över en yta. Detta medför att bevattningssystemet kan vara enklare utformat och att sprinklers inte behövs, varvid aerosolbildning (och ev spridning av virus och andra patogener över stora områden) inte uppstår. Viss fördelning av vattnet fordras dock då punktutsläpp annars kan påverka grundvattenkvaliteten (Aronsson,1998).

*Salix* fordrar egentligen inte ett så stort kvävetillskott eftersom den har en god intern cirkulation av kväve. Även mineraliseringen av löven och markens organiska material minskar *Salix* kvävebehov. Enligt teoretiska beräkningar är det totala kvävebehovet beräknat till 231 och 249 kg N/ha och år den första och andra skördecykeln (3+3 år) och av det behövs endast 93 och 28 kg/ha och år tillförs utifrån (Ericsson, 1994). Då bestånden nått en balans i näringscirkulationen behöver endast den mängd som tas bort vid skörd tillföras odlingen. Det är dock mycket viktigt att gödsla tidigt för att få största möjliga tillväxt (Perttu och Kowalik, 1989). Det låga kvävekravet gör att det vid anläggning av en salixodling för avloppsrening kan fordras stora områden. Påverkan på grundvattnet vid intensivt odlad *Salix* på en sandig jord, med bevattning och gödning, har visats vara minimal. Detta behöver dock även undersökas på andra typer av jordar (Aronsson, 1998).

I Skåne har tre kommuner valt att använda *Salix viminalis* (energiskog) som markfilter för avloppsvatten. Det är i Bromölla, Kvidinge (Åstorps kommun) och Kågeröd (Svalövs kommun) som odlingarna bedrivs. Motiven till detta är många, bl a att demonstrera ett aktivt komplement till konventionell avloppsreningsteknik där resurserna i avloppsvattnet tas tillvara. Dessutom skapas underlag för utvärdering av produktion av biomassa och reningseffekter i salixodlingen efter tillförsel av förbehandlat avloppsvatten (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1998).

### 2.3.2 Fördelar med *Salix* som markfilter

Salixodlingen kan delvis ersätta behovet av annan rening/behandling av avloppsvatten. Mark-växt-systemet tjänar som en naturlig fysikalisk-kemisk-biologisk reaktor med markpartiklar, markorganismer och *Salix* som aktiva delar i reningsarbetet. Detta minskar behovet av kemikalier, bl a fällningsmedel i det kemiska steget, och slamavvattning genom minskad slamproduktion. Den minskade slamproduktionen ger i sin tur mindre drivmedelåtgång till följd av färre slamtransporter och därmed en minskad miljöpåverkan. (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999).

*Salix* är effektiv som markfilter ur många synvinklar. Den växer under hela tillväxtsäsongen, dvs då medeldygnstemperaturen överstiger 5 °C, och tar upp näringsämnen mycket bra (Perttu och Kowalik, 1997).

Andra fördelar med att använda *Salix* som markfilter är att den är perenn och att en jämn rening (kväveupptag) under en lång tid kan förväntas. En osäkerhetsfaktor är dock att inombeståndskonkurrensen kan förändra beståndsstrukturen drastiskt över en längre tid och hur detta påverkar odlingens reningsförmåga vet man inte mycket om (Aronsson, 1998).

*Salix* har en relativt hög vattenanvändningseffektivitet (WUE) (Lindroth och Cienciala, 1996), och dess snabba tillväxttakt leder till att det är en vattenfordrande art. Detta är positivt vid bevattning med avloppsvatten eftersom det krävs att det är en vattentålig växt samtidigt som den skall klara att rena kvävet från vattnet (Aronsson, 1998).

Kostnaden för gödsling och bevattning i konventionell energiskogsodling står för 20-30% av den totala flisproduktionskostnaden, varför användandet av *Salix* som markfilter är kostnadseffektivt.

Utnyttjandet av avloppsvatten i kombination med rening/behandling kan skapa ytterligare förbättrad konkurrenskraft gentemot fossila bränslen och andra ickemiljövänliga energikällor (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999). Energiinnehållet i ved är ca 4,5 MWh/ton, vilket inte är så mycket jämfört med oljans 12 MWh/ton. Miljövinster med att öka flisproduktionen är å andra sidan stora, det gäller bl a minskade CO<sub>2</sub>-utsläpp och minskad försurning av sjöar och marker. En hektar energiskog kan ge en genomsnittlig årstillväxt på 11 ton torrsubstans (TS)/ha, vilket ger ett energi-innehåll på ca 50 MWh (Perttu och Kowalik, 1989).

### 2.3.3 Erfarenheter från liknande odlingar

Försök med *Salix* som markfilter i större skala har inte gjorts tidigare. Däremot användes *Salix* till avloppsvattenrening vid ett mindre försök i Bogesund, strax norr om Stockholm under 1992-1994. En försöksodling bevattnades tre gånger under sommarhalvåret med vatten från ett hushålls avlopp. Vattnet hade genomgått sedimentation innan det fördes ut

på odlingen. Effekten blev en mer än fördubblad *Salix*tillväxt jämfört med en referensodling. Undersökningen påvisade att avloppsvatten från enbart hushåll innehåller optimala mängder och förhållanden av näringsämnen för odling av de flesta gröna växter, inklusive *Salix* (Perttu och Kowalik, 1997). Den fördubblade tillväxten i Bogesund kan jämföras med den 3-4 gångers ökade tillväxten som uppmättes i Kågeröd vid försöksodlingen, innan det stora projektet drogs i gång (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1998).

*Salix* har även använts som markfilter i Polen. Försök med mekaniskt renat vatten från staden Wroclaw har visat ett klart minskat kväve och fosforinnehåll i avloppsvatten som fick passera en *Salix*-plantering på 0,32 ha. Detta berodde på en ackumulation av näringsämnena i växten (Perttu och Kowalik, 1997).

Längs ån Rynaszewski planterades *Salix* på en buffertzona. Även detta gav en kraftig minskning av näringsbelastningen av ån (Perttu och Kowalik, 1997).

## 2.4 Kvävecykeln

### 2.4.1 Förekomst av kväve

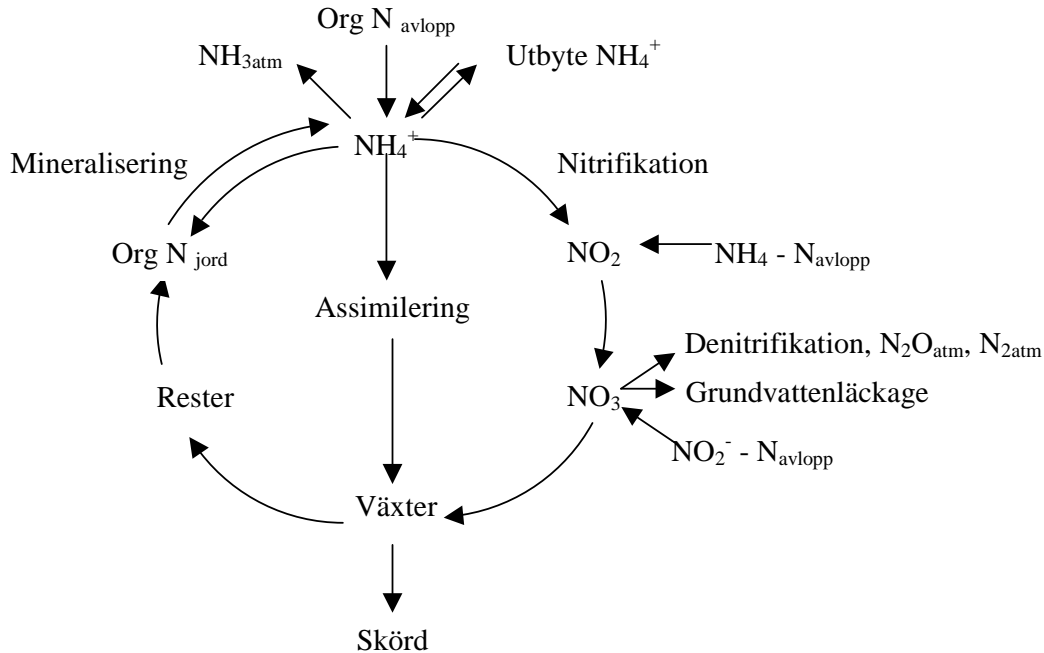
Kväve är näst kol livets viktigaste byggsten. Det förekommer i alla tre aggregations-tillstånd, fast, flytande respektive gasfas. Förutom sin biologiska betydelse bildar kvävet även flera viktiga oorganiska föreningar (Sprenst, 1987). Atmosfären består av upp till 79 % kväve, varav 99,9 % är kvävgas ( $N_2$ ) och näst därefter kommer lustgas ( $N_2O$ ). I marken förekommer kväve i fast form, i lösning och i gasfas. Av det kväve som finns i marken är den största andelen (>90 %) bundet till organisk materia, död och levande, såsom organiskt kväve (Smil, 1997). Av de olika kväveoxiderna kan NO (kväveoxid), och  $N_2O$  (lustgas) finnas fria i atmosfären medan  $NO_2$  (nitrit) och  $NO_3$  (nitrat) inte finns i gasfas. Kväveoxid, nitrit och nitrat finns även lösta i vatten alternativt absorberade till fasta partiklar i atmosfären. (Sprenst, 1987). Av de reducerade kväveformerna finns endast ammoniak ( $NH_3$ ) som oorganisk form i atmosfären. Organiskt reducerat kväve förekommer i flera olika former, såsom urea, organiska baser som puriner och pyrimidiner (byggstenar i DNA), aminosyror och dess polymerer, peptider och proteiner (Sprenst, 1987).

Kväve hanteras på tre olika sätt i naturen, det byggs in i växtbiomassa, sedimenterar i partikelform eller omvandlas till kvävgas och återförs till atmosfären (Balkhag, 1993). Kväve i hushållspillvatten kommer huvudsakligen från faeces och urin. I ett försedimenterat avloppsvatten är övervägande delar av kvävet bundet som ammonium, ca 75 %, medan resterande delar förekommer i olika organiska föreningar. Vid biologisk behandling av avloppsvattnet sker en förändring av kväveföreningarna eftersom syre tillförs. Nettoeffekten blir en viss kvävereduktion samt att huvuddelen av kvävet i det biologiskt (aerobt) behandlade vattnet förekommer i nitratform (Englöv och Nilsson, 1979), vilket är fallet i både Kvidinge och Kågeröd.

I avloppsvattenhanteringen är kvävet omvandlingar av primär betydelse. Kvävet spelar här en dubbel roll, dels är det problematiskt att hantera och samtidigt är det ett värdefullt näringstillskott i olika odlingsystem (Iskandar, 1981).

### 2.4.2 Kemiska och biologiska omvandlingar i kvävet kretslopp

Markens vatteninnehåll påverkar alla kväveprocessers omsättningshastighet. De processer som påverkar avloppsvattnets innehåll av olika kväveföreningar är beroende av en rad faktorer såsom pH-värde, temperatur och innehåll av organisk substans (Englöv och Nilsson, 1979).



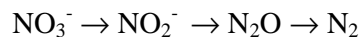
Figur 1. Kvävecykel i en avloppsbevattnad mark, processernas riktningar är markerade med pilar (Iskandar, 1981).

Kvävet biologiska omvandlingar redovisas punktvis nedan, se även fig. 1:

\***Assimilering.** Växter och mikroorganismer tar upp nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) och ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) och bildar organiska kväveföreningar t ex aminosyror av dessa. Assimileringen står i motsatsförhållande till mineralisering (se mineralisering).

\***Denitrifikation.** Mikrobiell reducering av nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) till lustgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) och kvävgas ( $\text{N}_2$ ). För att denitrifikation ska ske fordras en anaerob miljö, kvävetillgång i form av  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  eller  $\text{N}_2\text{O}$ , lätt nedbrytbara organiska kolföreningar, en temperatur mellan ca 2-25° C samt ett pH mellan 6-9 (Sprenst, 1987).

Processen sker i tre reduktionssteg:



Denitrifikation sker i kväverika miljöer såsom avloppsvatten och tungt gödslad mark (Sprenst, 1987). I marken karakteriseras denitrifikationen av hög rumslig och tidsmässig variation, med låg aktivitet i stora områden men med hög aktivitet i små områden, s k 'hot spots' (Davidsson, 1997). Processen är en långsam reaktion och utförs av heterotrofa (vars kolkälla är organisk), fakultativt anaeroba bakterier (fordrar inte syre för

sin tillväxt). Dessa bygger inte in kvävet i sin biomassa utan använder det som elektronacceptor i cellandningen (Sprent, 1987).

Bakterierna är nedbrytare som oxiderar organiskt material och därmed producerar mindre komplexa föreningar, såsom slutprodukterna CO<sub>2</sub> och H<sub>2</sub>O (Davidsson, 1997). I en syrefattig miljö kan mikroorganismerna använda nitrat som elektronacceptor i sin cellandning (=nitratrespiration), men finns syre tillgängligt används syret i första hand. Skillnader i marktemperatur kan påverka vilken produkt som bildas. Vid kyla bildas kvävgas och vid högre temperaturer främst lustgas (Sprent, 1987). Även lågt pH eller en nästan syrefri miljö ger slutprodukten lustgas (Davidsson, 1997). Detta gör att man inte kan utesluta att det sker någon denitrifikation i en miljö, även om N<sub>2</sub> i gasfas saknas. (Sprent, 1987).

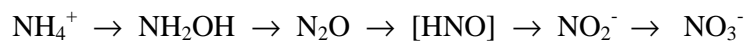
Denitrifikationen hämmas av för liten tillgång på kol (Sprent, 1987). Genom att *Salix*' rötter tillför marken kol stimuleras denitrifikationsprocessen, vilket gör att denitrifikationen delvis styrs av rotdensiteten (Johnsson, 1990). Även om kolinnehållet påverkar denitrifikationen så har NO<sub>3</sub> en starkare reglerande effekt på denitrifikationshastigheten än organiskt kol i miljöer som inte har kolbrist (Davidsson, 1997).

Då det finns ammonium i marken är kopplad denitrifikation, dvs denitrifikation av nitrat som bildats genom nitrifikation, en viktig process, varför denitrifikation kan ske även om nitrat inte finns tillgängligt för bakterierna (Davidsson, 1997).

**\*Kvävefixering** är en reduktion av kvävgas till ammonium och organiskt kväve. (Iskandar, 1981). Kvävefixeringen är ett symbiotiskt system, mellan cyanobakterier och en värdväxt (t ex baljväxter), där mikroorganismen fixerar N och värdväxten CO<sub>2</sub> (Sprent, 1987). Kvävefixering är inte någon viktig process vid avloppsvattenhantering (Iskandar, 1981).

**\*Mineralisering (Ammonifikation)** drivs av kolbehovet och processen är nedbrytningen av organiskt material till ammonium (NH<sub>4</sub>). Dessa processer är årstidsberoende. På våren, då temperaturen stiger och vattenmängden ökar, får mikroorganismerna en bättre livsmiljö och mineraliseringen ökar och assimileringen är därmed som störst under vinterhalvåret (Sprent, 1987).

**\*Nitrifikation** är en aerob process som utförs av kemoautotrofa bakterier vilka oxiderar ammonium till nitrat.



Bakteriernas drivkraft att utföra nitrifiering är att fixera CO<sub>2</sub> (Sprent, 1987). En stor lustgasproduktion under nitrifikationen kan vara en möjlig frisättningsväg för kväve (Davidsson, 1997).

### 2.4.3 Eutrofiering av akvatiska ekosystem, en effekt av för höga kväveutsläpp

Problematiken kring eutrofiering av de akvatiska ekosystemen har varit känd sedan 1950-talet. Omkring 1970 började långtgående fosforering införas för avlopp, varvid eutrofieringsgraden i sötvattensystemen tydligt minskade eftersom fosfor normalt är den begränsande faktorn i sötvatten. Miljön i haven runt Sverige har därefter förändrats. (Naturvårdsverket, 1997).

Vad är det då som styr övergödningen i havsvatten? Vintertid är ljuset den begränsande faktorn för primärproduktionen och sommartid är det tillgången på närsalterna kväve och fosfor. Kvävebrist uppstår om kväve/fosfor-kvoten ligger under sju. I de öppna havsområdena i Skagerrak, Kattegatt och egentliga Östersjön är kväve/fosforkvoterna normalt lägre. En ökad kvävetillgång leder alltså till en ökad produktion av växtlighet, framförallt plankton och större alger. Detta minskar siktdjupet och djuputbredningen av blåstång och leder dessutom till en ökad syrekonsumtion vid botten då växtmaterialet så småningom bryts ned. Den ökade konsumtionen av syre tillsammans med andra syresänkande faktorer kan leda till syrefria botten (Naturvårdsverket, 1997). Under 1980-talet blev eutrofieringsproblemen akuta, speciellt i Skagerrak och Kattegatt. Symtomen inkluderade algblomningar, expansion av syrefria botten med sulfidproduktion som följd och delvis utrotning av fisk- och skaldjurspopulationer. Denna eutrofiering är till största delen en effekt av ökad kvävetillgång eftersom kväve är den begränsande faktorn i marin miljö (Jansson *et. al.*, 1994).

År 1995 uppgick utsläppen av kväve till vatten till ca 112 000 ton totalt, varav 87 000 ton var antropogent. Det är jordbruket och avloppssektorn som tillsammans står för den största delen av utsläppen av kväve till vatten. År 1995 kom 26 % av de antropogena kväveutsläppen från avloppsreningsverk. Sedan 1995 har dock reningsverk byggts om för att minska kväveutsläppen (Naturvårdsverket, 1997).

#### **2.4.4 Hälsorisker med kväveföreningar i grundvattnet**

Förutom miljöpåverkan är även höga koncentrationer av kväve toxiska. Det är jonformerna nitrat och nitrit som utgör en hälsorisk i grundvattnet. I marken sker nitrifikation varigenom nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) och nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) bildas. I vatten med syrebrist omvandlas även nitrat till nitrit som är ett mellansteg i processerna nitrifikation/denitrifikation (Nordström, 1983).

Nitrat har en låg akut förgiftningsgrad. Doser på 8-15 g natriumnitrat behövs för att vara livshotande för vuxna. Man betraktar grundvattnet med 30 mg nitrat per liter vatten respektive 0.002 mg nitrit per liter vatten som hygieniskt anmärkningsvärt. Om det finns grundvattentäkter i närheten av avloppsbevattnat område bör således kvävehalterna i grundvattnet undersökas regelbundet (Nordström, 1983).

Trots faran med för höga halter av nitrat och nitrit har inga sjukdomsfall rapporterats i Sverige. Detta kan bero på att läkarna tidigare ej kände till kopplingen nitrit-dödsfall. Nitrit kan även med aminer bilda nitrosaminer. Nitrosaminer är en grupp ämne som karaktäriseras av en hög cancerframkallande effekt. Sambandet mellan nitrat/nitrit i dricksvatten och cancer har undersökts i bland annat England. En stad med 90 mg  $\text{NO}_3^-$ /l vatten i dricksvattnet visade ett högre antal magcancerfall jämfört med kontrollområden med 15 mg  $\text{NO}_3^-$ /l. Andra likartade resultat har erhållits från t ex Chile och Colombia (Nordström, 1983).

Grundvattnet i områden utan mänsklig aktivitet har låga nitrathalter. Kväveföreningar finner man främst vid avlopp, gödselspridning och kvävegödselindustrier. Områden med höga nitrathalter i grundvattnet påträffas särskilt i jordbruksdistrikten där det finns risk för läckage från gödselstäder, urinbrunnar, ensilageupplag och hushållsavlopp. Tidigare har man trott att problemet huvudsakligen gällt sandiga jordar, men även i mindre genomsläppliga jordar har uppmätts höga nitrathalter i grundvattnet (Nordström, 1983).



## 2.5 Generell uppbyggnad av de studerade reningsverken

Ett schematiskt flödesschema av reningsverken i Kågeröd och Kvidinge framgår av fig.2.



Figur 2. Reningsverkens principiella uppbyggnad. Pilarna visar vattnets flödesriktning.

Nedan går reningsverkets uppbyggnad igenom steg för steg, för att få en överblick över systemet.

### 1. Förbehandling

I förbehandlingen ingår två steg: grovrens och luftat sandfång. Grovrens är ett galler med ca 15 mm spaltvidd som avskiljer de grövsta föroreningarna så som trasor, papper och pinnar. Sandfånget skiljer av sand och grus med det primära syftet att reducera slitage och nötning av detaljer i efterföljande behandlingssteg. Samtidigt luftas avloppsvattnet för att påskynda den syretärande biologiska nedbrytningsprocessen. Sanden tas även bort för att inte störa avskiljningen av slam i efterföljande processer (Nordström, 1983).

### 2. Biologisk behandling

Den biologiska behandlingen, sker i en s k aktiv slamanläggning även här ingår två steg, luftningsbassäng och mellansedimentering. I luftningsbassängen sker biologisk nedbrytning av organiskt material med hjälp av mikroorganismer, d v s, bakterier. Här växer mikroorganismerna till och bildar slamflockar. För att de organiska föroreningarna ska kunna brytas ned måste tillräckligt med syre finnas tillgängligt varför syresättning sker. Vattnet sätts i rörelse av luften, vilket förhindrar att det aktiva slammet eller slamflockarna sedimenterar. Uppehållstiden i bassängen är 1-3 timmar. Avloppsvattnet förs från luftningsbassängen till mellansedimenteringen. En viss del av slammet recirkuleras till luftningsbassängen för att erhålla en god effektivitet. Återstoden förs vidare till slambehandlingsdelen (Nordström, 1983). Det biologiskt behandlade vattnet förs i vårt fall vidare till den kemiska reningen vintertid och sommartid bevattnas Salixodlingen med detta vatten.

### 3. Bevattning av salixodlingen

När avloppsvattnet renats biologiskt förs det under sommarhalvåret ut till salixodlingen, vid reningsverket och används som bevattningsvatten. Salixodlingen fungerar då som ett ytterligare reningsfilter och ska ta upp de resterande näringsämnena (läs mer under *Salix* som markfilter vid vattenrening, kap. 2.3.1) (Nordström, 1983). Än så länge finns det ingen vinterlösning, vad det gäller salixbevattning.

#### **4. Kemisk rening**

Den kemiska reningen innefattar tillsats av kemikalier, flockning/omrörning och slutsedimentering. När vattnet kommer från den biologiska reningen förs det till en flockningsbassäng där fällningskemikalier (aluminiumsulfat eller järnsalter) tillsätts. Under omrörning bildas svårlösta och komplexa föreningar (kemflockar) med fosfor i avloppsvattnet. Uppehållstiden är ca ½ timme. Flockarna avlägsnas sedan i slutsedimenteringen med en uppehållstid på ca 1-3 timmar. Vattnet förs därefter till recipienten. (Nordström, 1983).

### 3 Material och metod

De två odlingarna som studerats i detta arbete ligger i Kvidinge respektive Kågeröd markerade som vita punkter i figur 3. Kvidinge ligger nordligast mellan Åstorp och Klippan och Kågeröd sydost om Helsingborg. Odlingarna beskrivs mer i detalj här nedan.



Figur 3 Översiktskarta över Skåne. Odlingarnas lägen är markerade med vita punkter, Kvidinge i norr och Kågeröd i söder.

### 3.1 Kvidinge



Figur 4. Odlingen i Kvidinge sedd från söder.

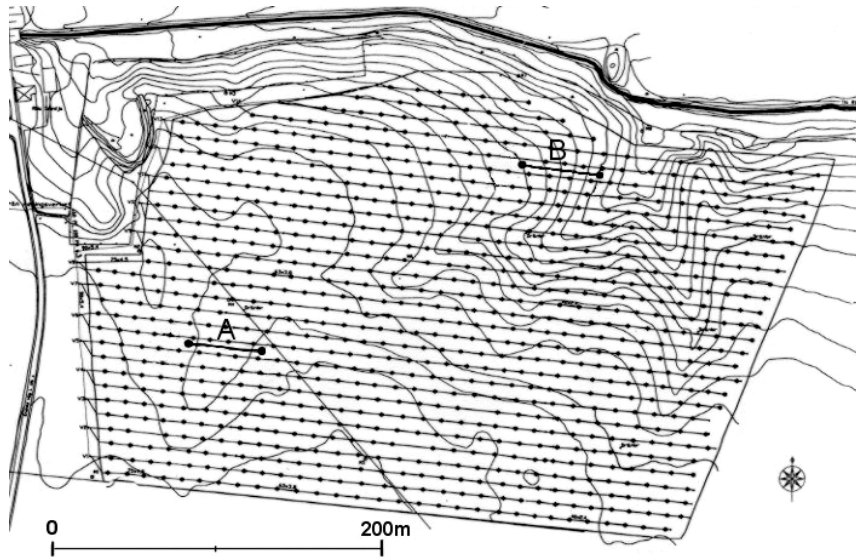
#### 3.1.1 Områdesbeskrivning

Energiskogsodlingen i Kvidinge, fig.5, är belägen norr om själva samhället, på longitud 13°04' och latitud 56°08', 10-25 m ö h. Odlingsområdet är beläget på ett område som tidigare brukats som jordbruksmark och då var gödslad. Jorden i området är siltig ler, med en lerhalt på 23 % och en mycket hög silthalt (uppskattad av Persson, SGU, 1999, personlig kontakt) med ett humuslager på ½ - 1 cm. Jordlagret är > 60 meter djupt varför berggrunden inte har någon större betydelse för odlingen (Daniel, 1999, personlig kontakt).



Figur 5. Kvidinge med odlingen markerad i grönt norr om byn.

Topografin i området är sluttande mot nordväst med en svacka i den nordöstra delen (fig. 6). Längs odlingens norra del finns ett vattendrag som fungerar som recipient för det behandlade avloppsvattnet. I den östligare hälften rinner recipienten precis intill odlingen och längre västerut skiljs recipienten och odlingen av en betesmark. I väster gränsar odlingen mot en betesmark, som sträcker sig längs hela odlingen. I söder finns en stor odlad åker som sträcker sig runt odlingen även på dess östra sida (fig. 4).



Figur 6. Salixodlingen i Kvidinge, A resp. B står för transekterna för denitrifikationsprovtagningen.

### 3.1.2 Reningsverket

I Kvidinge reningsverk behandlas avloppsvatten från tätorten, ca 1400 personer. Endast en tillståndspliktig industri, J D Stenqvist AB, är ansluten. Till reningsverket inkommer vid torrväder ca 400 m<sup>3</sup> avloppsvatten per dygn. Reningen är mekanisk, biologisk i en aktivslamanläggning och kemisk med efterfällning för avskiljning av fosfor ( för mer information, se kap 2.5 ) (Johansson, 1998). Vattnet för bevattning av salixodlingen tas före kemsteget. Avloppsvattnet förbehandlas således biologiskt med en viss hygienisering som följd. Avloppsvattnet leds därefter till energiskogen som ligger ca 600 m från reningsverket (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999).

### 3.1.3 Beskrivning av odlingen

Energiskogen planterades 1995 och består av förädlade kloner enligt det svenska energiskogsprogrammet (klonerna: Jorr, Jorunn och Orm). Odlingen är dubbelradig och bedöms fullt etablerad efter den hittills fyraåriga tillväxtperioden. Avloppsbevattningen startade 1998. Fältet på 12 ha, grundgödslades 1997 med 500 kg NPK/ha (kväve-, fosfor- och kaliumgödning), vilket ger 38,5 kg N/ha, 20,5 kg P/ha och 31 kg K/ha. Avloppsvattenflödet uppgår i medeltal till 400 m<sup>3</sup>/dygn, vilket motsvarar en bevattning om ca 3 mm/dygn. Således planeras hela avloppsvattenmängden under perioden mars till november kunna tillvaratas inom salixodlingen. Under övriga tider samt vid extrema nederbördssituationer sker kemisk fällning av avloppsvattnet före utsläpp till recipienten, ett biflöde till Rönneå (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999).

Bevattningen sker med låga fasta sprinklers monterade på ovanmarkliggande plastslangar (fig. 11 t.v.). Spridningen sker vid relativt lågt tryck för att begränsa kastlängden och minimera aerosolbildningen (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999).

## 3.2 Kågeröd



Figur 7. Utsikten över Kågerödsodlingen från väster (odlingen är belägen i svackan bortom betesmarken och hitom skogen).

### 3.2.1 Områdesbeskrivning

Energiskogsodlingen i Kågeröd är belägen norr om samhället (fig. 8), med longituden 13°05' och latituden 56°08', 45-55 m ö h.



Figur 8. Karta över Kågeröd med odling markerad i grönt norr om byn.

Odlingen är planterad på gammal jordbruksmark, som tidigare låg i traditionell skånsk växtföljd och gödslades med konventionella gödselmedel fram t o m 1994 (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999). Jordtypen i området är lerig silt, med åtta procent lera, mycket hög silthalt (Persson, SGU, 1999) och ett tunt humuslager på ½ - 1 cm. Jordlagrets tjocklek är varierande i området. På vissa ställen finns berg i dagen. Berggrunden under odlingen är skiffer. Längs odlingens södra sida rinner ett vattendrag, bortom detta ligger reningsverket (fig. 7). I sydost är det skogs-

mark och i sydväst betesmark. Betesmarken fortsätter runt odlingen på dess nordvästra och delvis nordöstra sida. I den sydöstra delen av odlingen ligger ett villaområde och på östra sidan om detta fortsätter skogen.

Det kan även konstateras att det fanns ett betydligt mer utvecklat fältskikt i Kågeröd än i Kvidinge, där fältskiktet på vissa områden var obetydlig (fig. 9).



Figur 9. Till vänster Kågerödodlingen med sitt rika fältskikt och till höger Kvidingeodlingen med sitt obetydliga fältskikt.

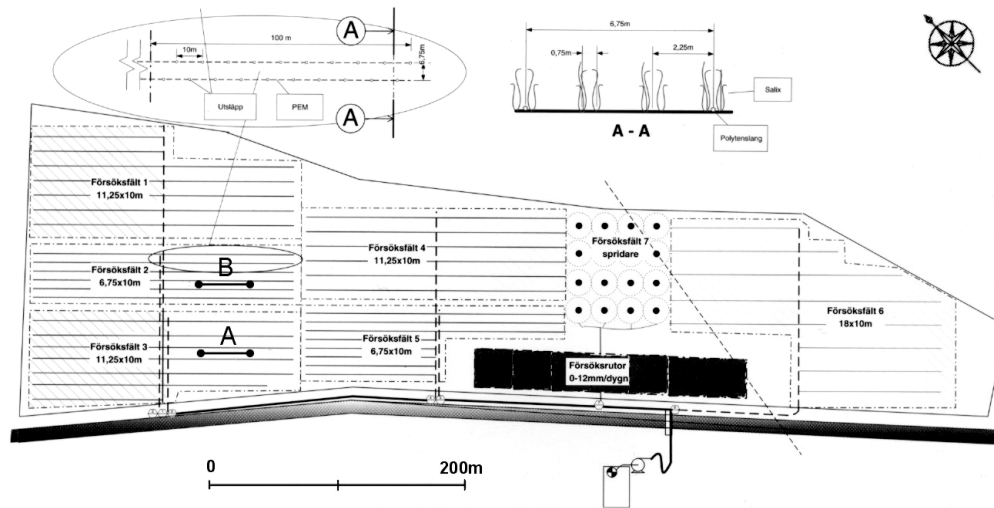
### 3.2.2 Reningsverket

I reningsverket i Kågeröd liksom i Kvidinge tas vattnet ut efter biosteget för bevattning av energiskogen under sommarhalvåret. Vintertid eller vid stora mängder regn renas vattnet kemiskt i reningsverket (för mer information se kap 2.5) (Svalövs kommun, samhälls-byggnadskontoret och VBB VIAK, 1999).

### 3.2.3 Beskrivning av odlingen

År 1997 påbörjas avloppsbevattningen på den 13 ha stora energiskog som planterades vid reningsverket våren 1995. Odlingens omfattning framgår av figur 10. Hela den producerade avloppsvattenmängden från Kågeröd (ca 1500 invånare) kan under växtperioden tillvaratas inom odlingen (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999).

Odlingen består av *Salix*kloner framförallt särskilt för energiskogsändamål (Orm, Rapp och Ulv). Planteringen är utförd med dubbelrader i enlighet med den svenska standarden resulterande i en planttäthet på ca 18 000 sticklingar/ha som i Kvidinge. (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999).



Figur 10. Kågeröds *Salix*odling, där A resp. B står för transekterna för denitrifikationsprovtagningen.

Bevattningen sker med slangar på marken för att minska aerosolspridningen samt två olika spridningssystem. Det ena sprinklersystemet samt slangbevattningen visas i fig. 11.



Figur 11. Bevattningssystemen t.v. sprinkler som används både i Kvidinge och Kågeröd, t.h. bevattningsslang med vattenspridare som endast används i Kågeröd.

Bevattnings slangarna, med spridare var tionde meter, har utplacerats med tre olika avstånd för att undersöka hur gles slangarna kan placeras utan att mista den jämna fördelningen av vattnet och näringsämnena och därmed få optimal tillväxt. Bäst fungerar området med minst avstånd mellan slangarna (Hermansson, 1999, personlig kontakt). Dimensionerad bevattningsmängd är i medeltal 4 mm/dygn under maj-oktober då bevattningen sker (Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK, 1999).



### 3.3 Fältarbete

#### 3.3.1 Mätning av rotdjup och LAI (Leaf Area Index)

Första rekognocering gjordes i fält, den 30/9 1999, för att få en god bakgrund samt att se specifika drag såsom beståndshöjd, mängd fältskikt, eventuellt rostangrepp på *Salix* blad etc. Detta för att få en bättre förståelse för de två lokalerna inför denitrifikationsprovtagningarna. Eftersom bladfällningen knappt hade påbörjats var tidpunkten god för att genomföra LAI-mätningar. Mängden bladyta per markyteenhet (LAI) och maximalt rotdjup är två viktiga parametrar när det gäller att beräkna/modellera växters vattenupptag och interception av nederbörd. Mätningarna avsågs att användas som referens vid modelleringen. En normal LAI-kurva ger ett maximum i juli och augusti (Lindroth, 1999, personlig kontakt), varför det satta värdet i modellen valdes att vara högre än de uppmätta. Tyvärr hade krontäcket, trots att inte bladfällningen påbörjats, glesnat på grund av rostangrepp, främst i Kågeröd. Mätinstrumentet som användes för LAI-mätningarna var en LAI-2000 (LI-COR INC., USA). LAI-mätningar genomfördes i Kvidinge och uppskattades i Kågeröd. LAI-2000 består av två mätare kopplade till varandra. Den ena mätaren stod på ett öppet fält där den registrerade instrålningen under bar himmel och fungerade som referens. Med den andra mätaren mättes instrålningen under bladverket. För att få ett genomsnitt för hela odlingen valdes platser ut efter bladverkets täthet på olika platser i odlingen. Det skilde mycket mellan olika platser och *Salix*kloner. LAI beräknas därefter av mätutrustningen som differensen mellan de två mätta värdena. Beräkningarna baseras på en teori om hur ljuset transmitteras i ett bestånd med slumpmässigt fördelade blad.

För att få en överblick över trädens rotsystem, grävdes en grop och rotsystemets djup uppskattades. På den leriga marken breder rötterna ut sig mer horisontellt än vertikalt och bildar en exponentiell rotform. Rötterna uppskattades gå, grovt mått, ca 0,5-1 m djupt i både Kvidinge och Kågeröd. Rotdjupet användes som parameter i modellen. Det har betydelse för hur kväve- och vattenupptaget sker.

Jordprover som togs i både Kågeröd och Kvidinge analyserades sedan genom rullningsprov av SGU (Persson, 1999, personlig kontakt), med avseende på kornstorlek. Proverna togs på djupen 10 cm respektive 30 cm på tre platser i såväl Kågeröd som Kvidinge. Provplatserna valdes efter olikheter vad gällde *Salix*tillväxt, fältskikt och närhet till odlingens kanter. Persson (1999) beskrev kvidingejorden som glacial lera medan kågerödproverna ansågs innehålla mer humus och gruskorn. Dessa data användes vid bildandet av markprofiler i SOIL-SOILN-modellen.

#### 3.3.2 Mätning av denitrifikation

Efter rekognoceringen utfördes fältarbetet den sjätte och sjunde oktober 1999. Denitrifikation mättes längs två 50 m transekter på varje lokal, transekternas lägen valdes ut efter topografi och de olika *Salix*klonernas placering. Inför mätningar slumpades 20 mätpunkter ut längs de 50 m långa transekterna. Placeringen av transekterna hade tidigare märkts ut på en översiktskarta (fig. 6, 10). Transekt A i Kvidinge och B i Kågeröd, lades i *Salix*klonen Orm. De andra transekterna lades i Rapp, transekt B i Kågeröd och i Jorr, transekt A i Kvidinge. Transekt A i Kvidinge låg platt, hade en mycket bra tillväxt på *Salix* och ett litet fältskikt (fig. 9, t.h.). Transekt B i Kvidinge låg i en sluttning, med god *Salix*tillväxt nere i svackan men sämre högre upp på kullen (fig. 6). Fältskiktet vid transekt A i Kågeröd var rikligt och marken hade hög fuktighet. Längs transekt B i

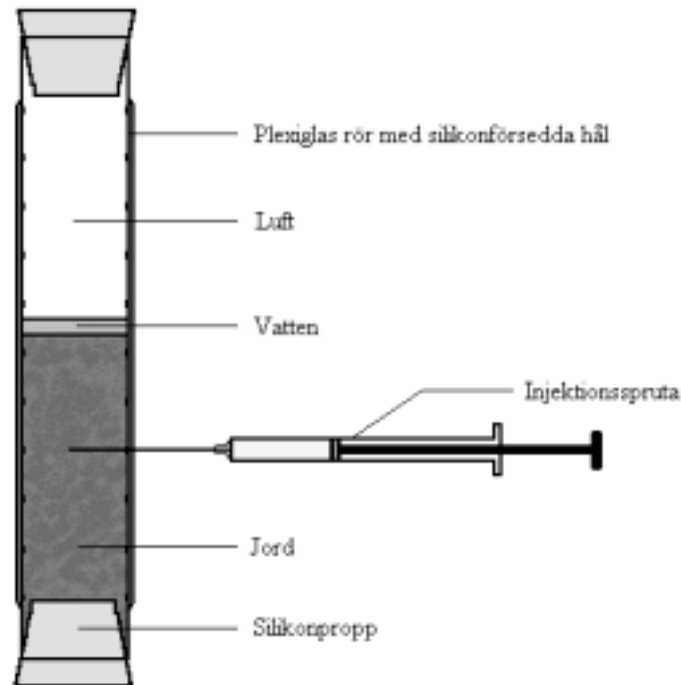
Kågeröd var marken ännu fuktigare och fältskiktet var rikligt såsom vid transekt A (fig. 9, t.v.). Markfuktigheten var större längs båda transekterna i Kågeröd än de i Kvidinge.

För denitrifikationsprovtagningen användes 20 cm långa rör med diametern 2,3 cm. Rören slogs ned 7-11cm i marken varvid silikonproppar tillslöts i den ena ändan. När jordprovet dragits upp förseglades även den andra ändan med en silikonpropp (fig. 13). Marktemperaturen mättes på tre ställen längs varje transekt. Temperaturen var under



mättillfället i genomsnitt 13°C i Kvidinge och 14°C i Kågeröd. Av de 20 proverna per transekt frystes fem prov in omedelbart i kolsyreis. Dessa prov användes för att bestämma bakgrunds-halten av lustgas i marken och benämns här 0:or. Fem prov inkuberades i mörker i marktempererat vatten i fyra timmar. Dessa prov användes för att uppskatta om det skedde en spontan produktion av lustgas, d v s om de hade högre lustgashalt än bakgrundsproven efter inkubering. Efter fyra timmar frystes proven som beskrivits ovan. Dessa prov benämns 4. I de 10 kvar-varande jordproverna injicerades 5 ml 100 procentig acetylen, (fig. 13). Acetylen hämmar det sista steget i denitrifikationen ( $N_2O \rightarrow N_2$ ) och lustgas bildas som slutprodukt. Lustgashalten påvisar mängden denitrifikation. Dessa inhäberades i mörker i fyra timmar innan de frystes in. Dessa prov benämns 4+.

Figur 12. Denitrifikationsmätning i fält.



Figur 13. Silikonrör som injiceras med acetylen.

### 3.3.3 Laborationsarbete

Proverna förvarades i frysrum, ca ett dygn, varefter de tinades för att lustgasen i proven skulle kunna undersökas genom gaskromatografi (gaskromatograf: 3300/3400 Varian, poropak Q-kolonn, temp 50° C. Detektor temp. 310° C, <sup>63</sup>Ni ECD). För att få ut de frusna proverna ur rören spolades dessa med varmt vatten och proverna överfördes sedan till 250 ml flaskor. Vatten motsvarande polycarbonrörets volym samt 7 ml formalin (40 procentig) tillsattes och ett tätslutande lock med butylsepta förslöt flaskorna. Formalin tillsattes då det hämmar bakteriernas aktivitet. Provet tinades ytterligare i mikrovågsugn för att få en homogen blandning med en temperatur på 25°C. Proverna skakades två minuter i en skakmaskin (Turbula) för att frigöra gasen från jordprovet och frambringa gasjämvikt i flaskan. Sedan sattes de i ett vattenbad (Grant 5540-D) i fem minuter för att bibehålla temperaturen på 25°C. Därefter fylldes en 1 ml spruta med gas från gasfasen i flaskan och injicerades i gaskromatografen vilken påvisade mängden lustgas. För att beräkna antalet mol lustgas användes allmänna gaslagen. De framtagna lustgasvärdena studerades och bearbetades sedan statistiskt.

Acetyleninhiberingsmetoden är ett av få fungerande sätt att mäta denitrifikation. En av metodens fördelar är att det är lätt att mäta den ansamlade lustgasen (N<sub>2</sub>O) med hjälp av gaskromatografi. Nackdelar med metoden är att den kopplade nitrifikation/denitrifikationen också hämmas vilket kan ge lägre värden på denitrifikationsaktiviteten än vad som egentligen sker.

### 3.3.4 Beräkningar och statistik

Denitrifikationen beräknades genom att subtrahera bakgrundshalter (0) av lustgas från halterna i prov inkuberade med acetylen ((4+)-0) samt dividera med inkubationstid och rörets diameter. På samma sätt subtraherades bakgrundshalter av lustgaskoncentrationen med provet som inkuberats utan acetylen (4-0) för att få fram den spontant bildade lustgasen..

För att se variationen inom lokalerna (Kvidinge respektive Kågeröd) testades transekt A mot transekt B på respektive plats. Då där inte fanns någon signifikant skillnad mellan dem, slogs värdena samman. Därefter kontrollerades om värdena var normalfördelade med hjälp av ett histogram. Det konstaterades att så inte var fallet varför värdena logaritmerades och därmed åstadkoms en bättre normalfördelning.

Skillnaderna testades statistiskt med ensvansat respektive tvåsvansat t-test. Genom att testa 0:or (direkt infrysning) mot 4+ (infrysta efter 4 timmars acetyleninhibering med acetylen) kontrollerades det huruvida någon denitrifikation sker m h a ett ensvansat t-test. Detta test valdes eftersom det förväntades en högre lustgashalt i 4+ än i 0. Därefter testades det om det fanns någon bildad lustgas, N<sub>2</sub>O, genom att testa 4 (inkuberade i 4 timmar utan acetylen) mot 0:or. Här använde vi oss av ett tvåsvansat t-test då vi inte förväntade oss någon skillnad i lustgashalt mellan 4'orna och 0'orna, d v s ingen spontan lustgasbildning.

Då det endast sker signifikant denitrifikation i Kågeröd fanns det inget motiv till att statistiskt jämföra Kågeröd mot Kvidinge.

### 3.4 Teoretiska uppskattningar av kväveflöden utifrån tillväxt- och kväveinnehållsdata

Kväveflödet beräknades för att jämföras med det modellerade. Uppskattningar gjordes på hur mycket kväve *Salix* tog upp totalt i odlingarna, genom att *Salix*tillväxten per stol, d v s planta (Aronsson, 1999, personlig kontakt) multiplicerades med antalet stolar per m<sup>2</sup> (räknade i fält av författarna) och det maximala kväveinnehållet i stammarna (Eckersten, 1999, personlig kontakt). *Salix* kväveupptag subtraherades från mängden kväve som tillförts via avloppsvattnet (data från respektive reningsverk) och torr- respektive våtdepositionen (Monitor 13, 1993). Det resterande kvävet motsvarade denitrifikation, fältskiktupptag och läckage. *Salix*tillväxtvärdena för Kågeröd var för 1998 604 g/stol, och för 1999 416 g/stol (biomassatillväxtvärden saknas för Kvidinge). Stammarnas kväve-innehåll var 0,005g N/g stamved och antalet stolar i Kvidinge var 17778 st och i Kågeröd 18444 st. Torr- och våtdepositionen var 2 g tot-N/m<sup>2</sup>. Kvävekonzentrationerna i avloppsvattnet, för hela modelleringsperioderna, var 1998 i Kågeröd 5,42 g N/m<sup>2</sup> och i Kvidinge 6,54g N/m<sup>2</sup> och 1999 i Kågeröd 4,75 g N/m<sup>2</sup> och i Kvidinge 6,13 g N/m<sup>2</sup>.

### 3.5 Modellvalsproblematik

Innan man väljer en modell bör man beakta vissa frågor, så som: Hur stort/stora är området/-na man ska applicera modellen på? Vilken grad av komplexitet behövs i modellen? Vilka processer måste beaktas? I teorin kan en endimensionell modell endast representera variabilitet i en riktning. Simulerade markvattenflöden i en sådan modell är vanligtvis antagna att ske i markvolymen som är horisontellt homogena men vertikalt heterogena. Detta ger att tillämpbarheten av en sådan modell i den horisontella riktningen är begränsad (Lewan, 1996). Denna typ av modell är lämplig om området är litet och ganska homogent, vilket både Kvidinge och Kågeröd kan anses vara, varför SOIL-SOILN-modellen som är uppbyggd på detta vis, ansågs lämplig för denna studie.

### 3.6 Modellbeskrivning

Modellen som använts är en sammanslagning av SOIL- och SOILN-modellen (Windows version 1.61, augusti 1999) som återfinns på [www.mv.slu.se/bgf/soil.htm](http://www.mv.slu.se/bgf/soil.htm). För en mer utförlig beskrivning av modellen hänvisas till Jansson (1991).

Det saknas referenslitteratur för den sammanslagna modellen varför beskrivningen av denna baseras på den litteratur som beskriver modellerna var för sig. SOIL-modellen ger drivande variabler för SOILN-modellen, såsom infiltration, vattenflöden mellan de olika lagren i markprofilen, markvatteninnehåll och marktemperatur. Modellen har en endimensionell vertikal struktur. Markprofilen delas upp i olika lager som kan varieras beroende på den exakthet man söker och på fysikaliska och biologiska markkarakteristika (Johnsson, 1990).

#### 3.6.1 SOIL (soil water and heat) modellen

SOIL-modellen är en matematisk-fysikalisk modell som används för att beräkna flöden och lagring av vatten och värme i systemet mark-växt-atmosfär (Jansson, 1998). Modellen är baserad på två kopplade differentialekvationer (Darcys lag respektive Fouriers lag) som beskriver värme och vattentransporten i en vertikal markprofil. Snö, frost, evapotranspiration, infiltration, ytavrinning och dräneringsflöden är inräknade.

Modellen använder dagliga standardmeteorologiska data som indata för att simulera markvatten- och värmeförhållandena vid vilken nivå som helst i markprofilen.

Vattenflödet i marken beräknas genom att kombinera Darcy's lag, som förutsätter laminärt flöde, med Richards lag om massbalans (Johnsson, 1990). Dessa förutsätter en konstant och homogen infiltration (Lewan, 1996):

$$\frac{\delta\theta}{\delta t} = -\frac{\delta}{\delta z} \left( K \left( \frac{\delta\psi}{\delta z} + 1 \right) \right) - S \quad (1)$$

$\theta$  = markvatteninnehållet

$\psi$  = vattenpotentialen

$K$  = den icke mättade hydrauliska konduktiviteten

$z$  = markdjupet

$S$  = en förlustterm, som inkluderar bl a dränering och rötters vattenupptag.

Vattenretentionskurvan och den hydrauliska konduktivitetsfunktionen ges enligt Brooks & Corey (1964) och Mualem (1976).

Vegetation kan fysikaliskt ses som en länk mellan det vatten som finns i marken och den vattenånga som finns i luften. Vegetationens roll vid flödet av vatten från mark till atmosfär kan beskrivas genom fysikaliska teorier. Man utgår från vad som kallas mark-växt-atmosfär-kontinuiteten. Det innebär att flödet sker från ett högt potentialtillstånd i marken mot ett lägre tillstånd i växten och ytterligare lägre i atmosfären. Övergångarna mellan dessa tillstånd styrs av motstånd eller resistanser (Jansson, 1991). Beräkningar av potentiell evapotranspiration är baserad på Penman kombinationsekvation given av Monteith (Jansson, 1991):

$$\lambda E = \frac{\Delta R_n + \rho_a c_p \frac{e_s - e}{r_a}}{\Delta + \gamma \frac{1 + r_s}{r_a}} \quad (2)$$

$\lambda$  = den latent värmen för ångbildning

$E$  = evaporationen

$\Delta$  = lutningen på kurvan som beskriver sambandet mellan det mättade ångtrycket och temperaturen

$R_n$  = nettostrålning

$\rho_a$  = luftens densitet

$c_p$  = luftens specifika värme vid en konstant temperatur

$e_s$  = mätnadsångtrycket

$e$  = aktuellt ångtryck

$\gamma$  = psykrometerkonstanten

$r_s$  = ytresistans

$r_a$  = aerodynamisk resistans

Den totala evaporationen (term i modellen) är sammansatt av tre delar, evaporation från mark, transpiration och evaporation av vatten interceperat på växtligheten (Lewan, 1996). Avdunstningen från markytan är en komplex process där markens egenskaper i hög grad kommer att bestämma förutsättningarna (Jansson, 1991).

Den aerodynamiska resistansen, som även den påverkar evaporationen, beräknas enligt (Jansson, 1998):

$$r_a = \frac{\ln^2\left(\frac{z_{ref} - d}{z_0}\right)}{k^2 u} \quad (3)$$

$r_a$  = aerodynamisk resistans

$u$  = vindhastigheten

$k$  = von Karmans konstant

$d$  = nollplansförskjutning

$z_0$  = skrovlighetslängd

Ytresistansen kan beräknas som en funktion av LAI (leaf area index), totala instrålningen och ångtrycksdifferensen ( $e_s - e_a$ ) enligt (Jansson, 1998):

$$r_s = \frac{1}{LAI \cdot g_l} \quad (4)$$

$r_s$  = ytresistans

$g_l$  = bladkonduktans

Bladkonduktansen ges av Lohammars ekvation (Jansson, 1998):

$$g_l = \left( \frac{R_{ris}}{R_{ris} + g_{ris}} \right) \frac{g_{max}}{1 + \frac{g_{max}}{g_{vpd}} (e_s - e_a)} \quad (5)$$

$g_l$  = bladkonduktansen

$R_{ris}$  = den globala instrålningen

$g_{max}$ ,  $g_{ris}$  och  $g_{vpd}$  = parametervärden

$e_s$  = ångtryck vid mätnad

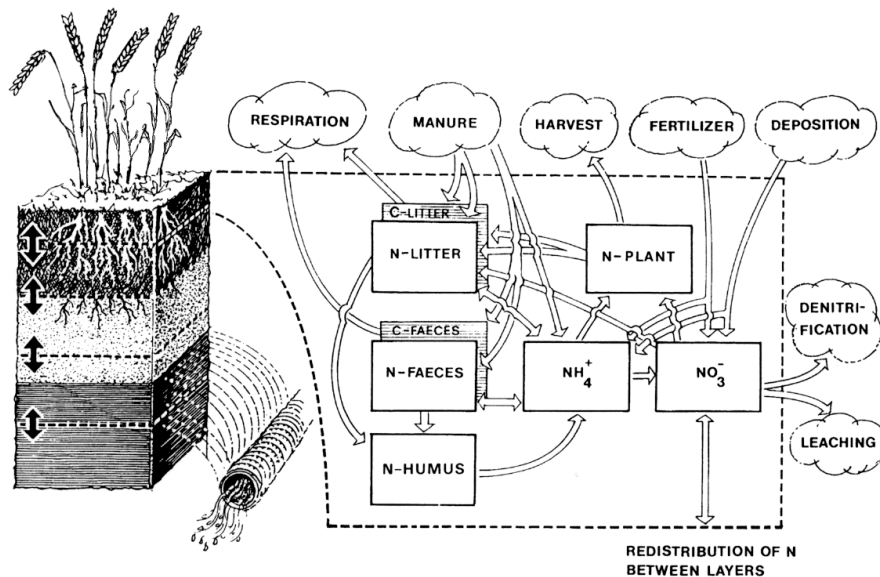
$e_a$  = aktuellt ångtryck

Faktiskt vattenupptag av rötter från varje lager är beräknad enligt hur rötterna tillväxer över tiden och en empirisk reduktionsfunktion som även tar in tillgängligheten av markvatten (Johnsson, 1990).

### 3.6.2 SOILN (soil water heat and nitrogen) -modellen

SOILN-modellen är designad för att simulera transporter och omvandlingar av kväve i marken samt växters kväveupptag. Den använder viss utdata från SOIL-modellen som indata. SOILN behandlar följande processer: mineralisering av humus, mineralisering /assimilering av kol och kväve i skörderester och gödningsmedel, nitrifikation, denitrifikation, kväveläckage och växtupptag.

Modellen bygger på vissa principer. Markens mineralkväve tillförs kväve genom mineralisering av förna och humus, nitrifikation, gödning och deposition och förlorar kväve genom assimilering, läckage, denitrifikation och växtupptag, (fig. 14).



Figur 14. SOILN-modellens struktur, som visar statistiska variabler (i rutorna) och flöden (som pilarna) vilka alla inkluderas i modellen (Johnsson *et al.*, 1987).

Alla biologiska processer beror på markvatten och temperaturförhållanden. Marken är uppdelad i lager från vilka växterna tar kväve i olika förhållanden (Jansson, 2000 internet). Förna, faeces och humus bildar det organiska kväveinnehållet i dessa lager. Humusdelen motsvarar stabiliserat mer nedbrutet organiskt material än förnan. Organiska kollager är medräknade för förnan och faeces för att reglera kvävemineraliseringen och nedbrytning. Mineraliseringen av humuskvävet är beräknad enligt följande (Johnsson, 1990):

$$N_{h \rightarrow NH_4} = k_h e_t e_m N_h \quad (6)$$

$N_{h \rightarrow NH_4}$  = mineraliseringen

$k_h$  = den specifika mineraliseringskonstanten

$e_t$  = responsfunktion för markttemperatur

$e_m$  = responsfunktion för markfuktighet

$N_h$  = kväveinnehållet i humuslagret

Vid responsfunktionen för marktemperatur, uttryckt som  $e_t$ , regleras alla biologiska processer i modellen. Responsfunktionen för markfuktigheten,  $e_m$ , påverkan på biologisk aktivitet (gäller alla processer utom denitrifikation) är beräknad utifrån förutsättningen att aktiviteten minskar på båda sidor om en optimal markfuktighet (Johnsson, 1990).

Förnadelen motsvarar knappt nedbrutet material (ex skörderester och döda rötter), mikroorganismbiomassan och metaboliter (nedbrytningsprodukter). Nettomineralisering av förnans kväveinnehåll styrs av balansen mellan frisättningen av kväve under nedbrytningen och kväveassimileringen under mikroorganismers arbete och humifiering (Johnsson, 1990).

Nedbrytningen av förnans kollager,  $C_{l(d)}$ , beräknas enligt:

$$C_{l(d)} = k_l e_t e_m C_l \quad (7)$$

$C_{l(d)}$  = nedbrytningen av förnans kollager

$k_l$  = den specifika mineraliseringskonstanten

$e_t$  = responsfunktion för marktemperatur

$e_m$  = responsfunktion för markfuktighet

$C_l$  = förnans kolinnehåll

Nedbrytningsprodukterna för kol är uppdelade i tre delar efter mikroorganismers synteseffektivitet ( $f_e$ ) och en humifieringsdel ( $f_h$ ). En del förloras som koldioxid, en annan assimileras och återanvänds i systemet och den tredje stabiliseras som humus. Motsvarande kväveflöden är beräknade under förutsättning av en konstant C/N-kvot ( $r_o$ ) i biomassan som bryts ned i humifieringsprodukterna. Nettomineraliseringen av kvävet i förnans bestäms av balansen mellan frisättningen av kväve och kväveassimileringen (Johnsson, 1990):

$$N_{l \leftrightarrow NH_4} = \left( \frac{N_l}{C_l} - \frac{f_e}{r_o} \right) C_{l(d)} \quad (8)$$

$N_{l \leftrightarrow NH_4}$  = nettomineralisering av kväve i förna

$N_l$  = förnans kväveinnehåll

$C_l$  = förnans kolinnehåll

$f_e$  = mikroorganismers synteseffektivitet

$r_o$  = C/N-kvoten

$C_{l(d)}$  = förnans kollager

Negativa värden på nettomineraliseringen i ekvation 8 påvisar en nettoimmobilisering (då  $N_l / C_l < f_e / r_o$ ), d v s mineralkväve förs över till förnans kvävelager (Johnsson, 1990).

Växternas kväveupptag behandlas genom att använda en tidsberoende empirisk funktion som fordrar parametervärden som är specifika för odlingen och platsen det berör. En logistisk tillväxtkurva används för att definiera ett potentiellt upptagsbehov under tillväxtsäsongen. Den logistiska tillväxtkurvan är uppdelad i markprofilen enligt en antagen rotfördelning. Kväveupptag minskar då behovet överskrider det tillgängliga mineralkvävet i marken vilket är givet som en del av markens totala mineralkväveinnehåll. Vid skörd och då marken plöjts förs rötter och skörderester in i markens förnalager (Johnsson, 1990).



Denitrifikation beräknas enligt följande:

$$N_{\text{NO}_3 \rightarrow \text{N}_2\text{O}, \text{N}_2} = k_d e_{\text{md}} e_t e_{\text{NO}_3} \quad (9)$$

$N_{\text{NO}_3 \rightarrow \text{N}_2\text{O}, \text{N}_2}$  = denitrifikation

$k_d$  = en potentiell denitrifikationskvot

$e_t$  = responsfunktion för marktemperaturen

$e_{\text{md}}$  = responsfunktion för markens syrenehåll

$e_{\text{NO}_3}$  = responsfunktion för nitratkoncentrationen

Effekten av syrehalten i marken är indirekt uttryckt som en funktion av markfuktigheten, denna ökar från noll vid ett tröskelvärde och når ett maximum, vid vattenmättnad, på 1. Nitrattransporten är beräknad som produkten av vattenflödet och nitratkoncentrationen i det marklager från vilket vattenflödet kommer (Johnsson, 1990).

Ammonium anses vara orörligt i markprofilen (Johnsson, 1990)

### 3.6.3 Indata för modelleringen

Simuleringsperioden för 1998 är 27/3 – 31/10 och för 1999 från 25/3 – 30/9. Perioden för 1998 och startdatum för 1999 valdes för att täcka vegetationsperioden (då medeldygnstemperaturen är över 5° C). Slutdatum för 1999 sattes till sista september eftersom modellsimuleringen påbörjades i början av oktober 1999.

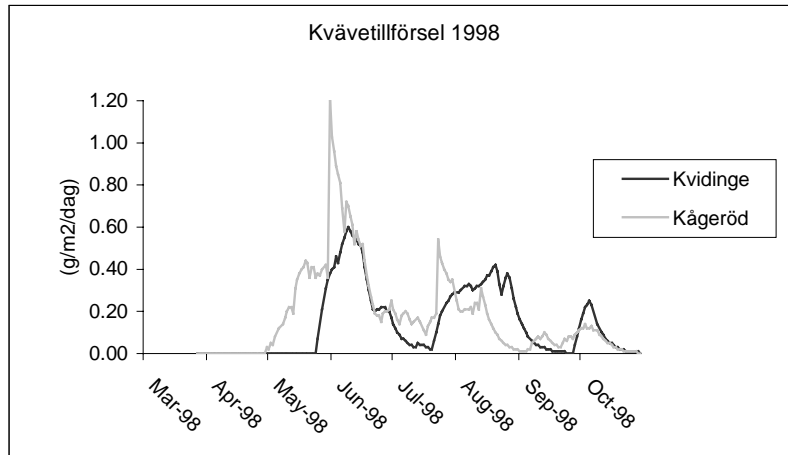
Efter uppmätningarna av LAI i fält konstaterades att en normal LAI-kurva ger ett maximum i juli och augusti (Lindroth, 1999 personlig kontakt), varför det satta värdet valdes att vara högre än de uppmätta. Värdena sattes till 4 i Kvidinge och 6 i Kågeröd.

Markens vattenmättnad sattes till 45 % efter jämförelser med jordar med motsvarande lerhalter och låga sandhalter (Andersson *et al.*, 1972). Lerhalten grovuppskattades, m h a rullprov, till 23 % i Kvidinge och till 8 % i Kågeröd (Persson, SGU, 1999, personlig kontakt).

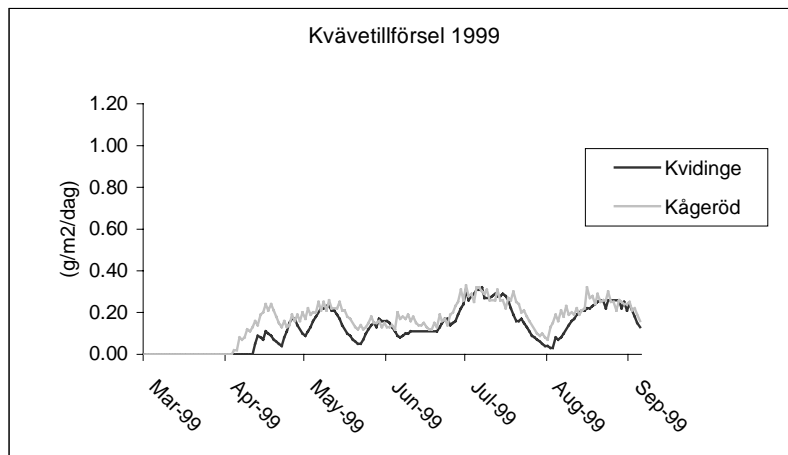
Ammonium-, kol- och nitratkoncentrationer har beräknats utifrån mätningar gjorda i Kågeröd 1994 (av Agro lab, Kristianstad). Proverna är tagna på sju olika provpunkter och på tre olika djup (0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm). Kolinnehållet var 1,9%, d v s 30 % av glödningsförlusten. Nitrat innehållet var i medeltal 0,07 mg/100 g TS och ammoniuminnehållet var 0,1 mg/100 g TS. Dessa värden var de enda som fanns att tillgå och har därför även använts i simuleringar för Kvidinge och för båda åren.

Den maximala kol-kväve-kvoten för *Salix* (använd vid simuleringar) ligger på 13 för rötter, 80 för stam och 8 för blad (Eckersten, 1999, personlig kontakt).

Deposition, såväl torr som våt, har satts till vardera 10 kg N/ha och år (Monitor 13, 1993). De dagliga givorna av kväve i avloppsvattnet ligger i genomsnitt på 0,03 g N/m<sup>2</sup> vilket ger en säsongstillförsel på 4,5 g N/m<sup>2</sup> (Kvidinge 1998), 4,13 g N/m<sup>2</sup> (Kvidinge 1999), 5,42 g N/m<sup>2</sup> (Kågeröd 1998) och 4,8 g N/m<sup>2</sup> (Kågeröd 1999). Se figur 15 respektive 16 för säsongsvariationen i kvävetillförseln. Bevattningsvattnets kväveinnehåll bestod till 50 % av nitrat och till 15 % av ammonium.



Figur 15. Kvävetillförsel i Kvidinge och Kågeröd, 1998 (Värden från reningsverken i Kvidinge och Kågeröd).



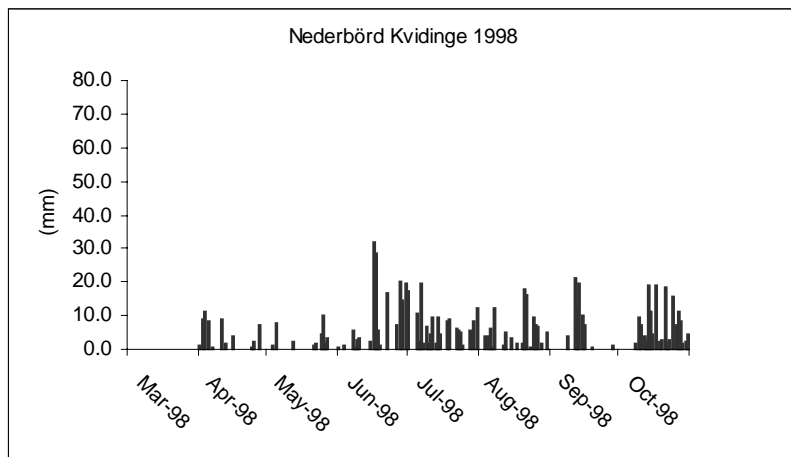
Figur 16. Kvävetillförsel i Kvidinge och Kågeröd, 1999 (Värden från reningsverken i Kvidinge och Kågeröd).

Markprofilens djupindelning i modellen har satts till samma djup för både Kvidinge och Kågeröd. D v s de tio marklagren modellen delar jordprofilen i har fått ett största djup på 2,75 m på de båda lokalerna.

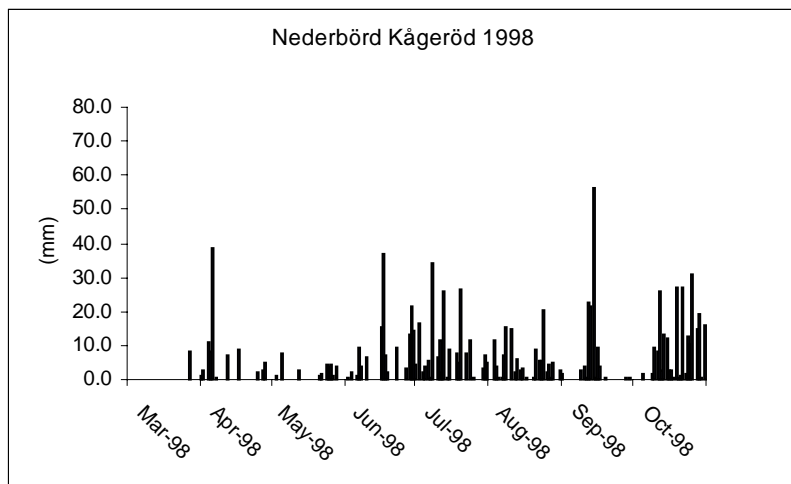
Nederbörd, bevattning, molnighet, lufttemperatur, vindhastighet och luftfuktighet har använts som drivande variabler. Solinstrålning har beräknats av modellen utifrån molnigheten. Den klimatdata som använts i modellen har erhållits från SMHI och mätningarna är gjorda i Klippan, Bjuv, Ljungbyhed, Svalöv respektive Osby. Nederbörd- och bevattningsdata kommer däremot direkt från mätstationer i Kvidinge respektive Kågeröd. Temperatur, vindhastighet och luftfuktighet i Kvidinge kommer från Klippan och Ljungbyhed, i Kågeröd från Bjuv och Ljungbyhed. Att det finns värden från två närliggande mätstationer för vardera odling beror på ofullständiga mätdata från de enskilda platserna. Molnighetsvärdena kommer från Osby som var den närmaste stationen med fullständiga mätdata på detta för både 1998 och 1999. Det är endast vissa av klimatparametrarna som ändrats, samt bevattning och därmed indirekt

kvävetillförseln, mellan åren för vardera plats. För fullständigare parameteruppsättning hänvisas till Appendix I och IV.

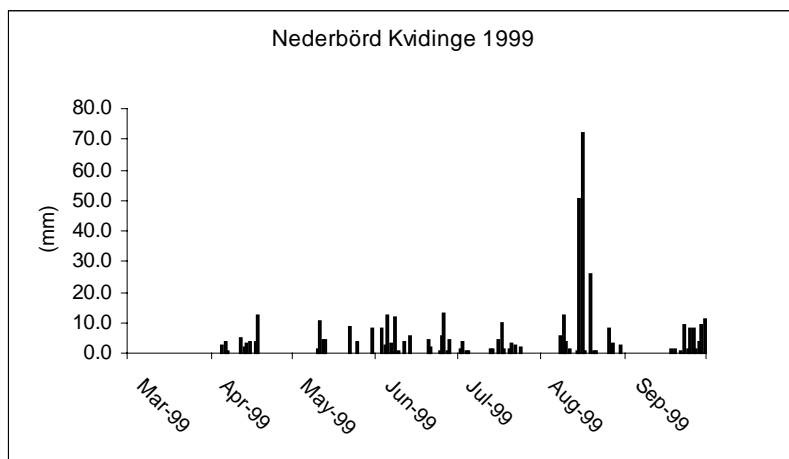
Nedan visas nederbördsvariationen för 1998 och 1999 (fig. 17-20).



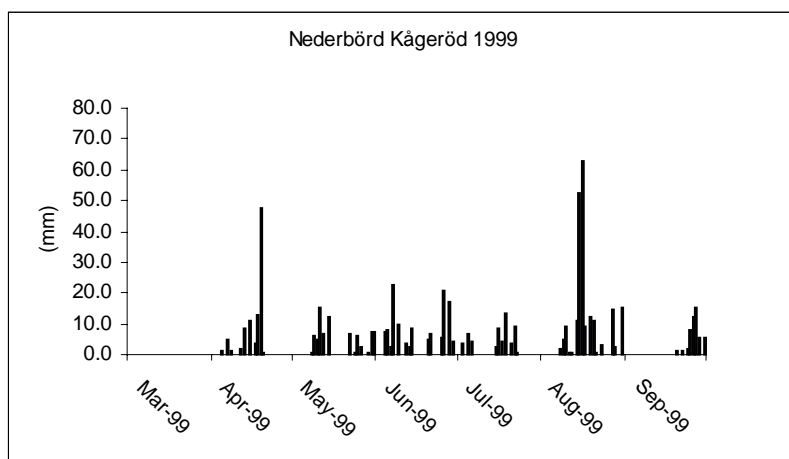
Figur 17. Nederbörd i Kvidinge 1998 (Värden från reningsverket i Kvidinge).



Figur 18. Nederbörd i Kågeröd, 1998 (Värden från reningsverket i Kågeröd).

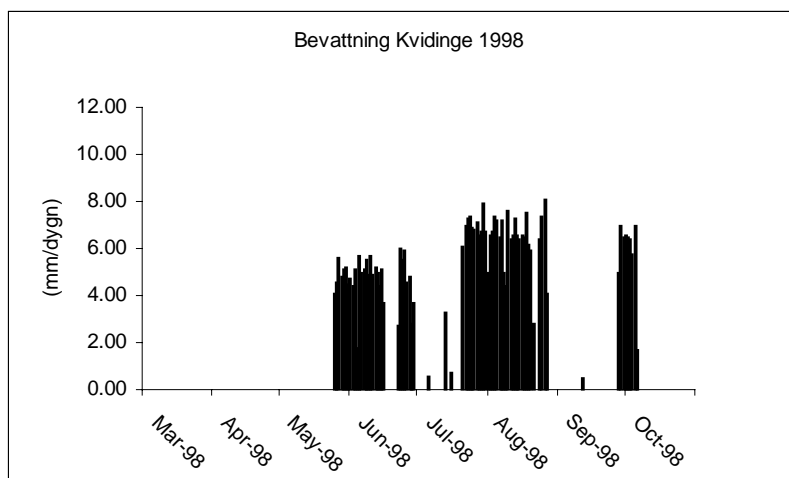


Figur 19. Nederbörd i Kvidinge 1999 (Värden från reningsverket i Kvidinge).

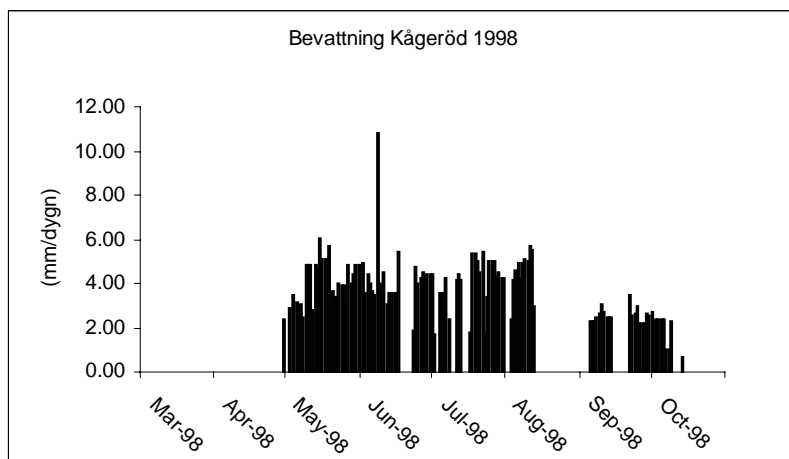


Figur 20. Nederbörd i Kågeröd, 1999 (Värden från reningsverket i Kågeröd).

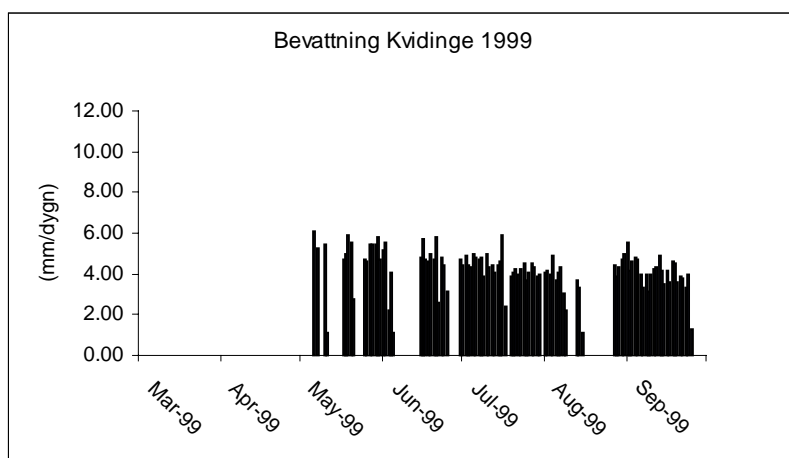
För att förtydliga hur bevattningsmängderna varierade under säsongerna och mellan åren presenteras dessa värden nedan i fig. 21-24.



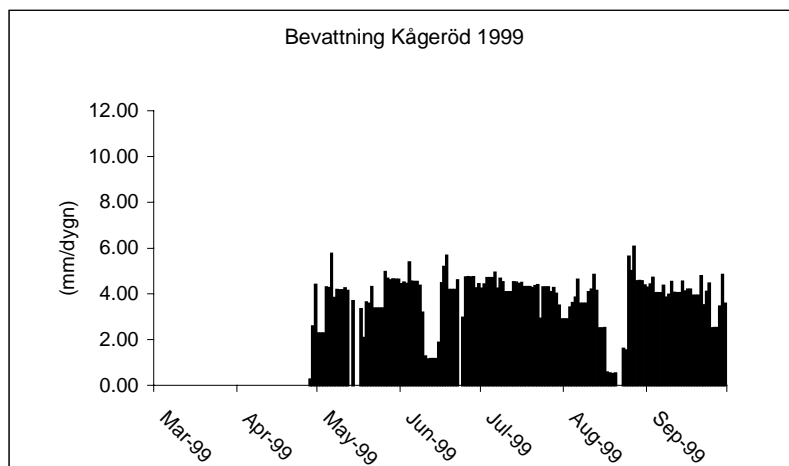
Figur 21. Bevattning i Kvidinge, 1998 (Värden från reningsverket i Kvidinge).



Figur 22. Bevattning i Kågeröd, 1998 (Värden från reningsverket i Kågeröd).



Figur 23. Bevattning i Kvidinge, 1999 (Värden från reningsverket i Kvidinge).



Figur 24. Bevattning i Kågeröd, 1999 (Värden från reningsverket i Kågeröd).

För ytterligare klimatvärden, vindhastighet, molnighet, lufttemperatur och relativ luftfuktighet hänvisas till Appendix II.

#### **3.6.4 Känslighetsanalys för SOIL-SOILN-modellen**

Känslighetsanalysen gjordes på körningar för Kvidinge 1998, eftersom simuleringen löpte över hela tillväxtsäsongen detta år. Analysen gjordes för att utröna hur känslig modellen är för skilda lerinnehåll i marken och olika  $LAI_{max}$ -värden.

Lerhalten i Kvidinge var vid ordinarie simulering 23 procent, i känslighetsanalyskörningar ändrades lerhalten till 15 procent respektive fem procent. Lerhalter under 23 procent valdes i känslighetsanalysen p g a att det är ovanligt med högre lerhalter för *Salix*odlingar.

$LAI_{max}$  sattes till 4 som parametervärde i modelleringarna för Kvidinge 98 och till 6 i känslighetsanalysen. Vid känslighetsanalysen för LAI valdes ett värde som ligger över både våra uppmätta värden och de vi använt i simuleringen, eftersom normala LAI värden för *Salix sp.* ligger mellan 4 och 7 (Lindroth, 1999, personlig kontakt). Detta ger även en möjlighet att se hur de högre LAI-värdena i kågerödkörningarna påverkade resultatet.

## 4 Resultat

### 4.1 LAI och rotdjup

Mätningarna av LAI gav i Kvidinge ett värde på 1,0 i den norra delen (mot ån) och 2,0 i den södra delen (mot järnvägen) (fig. 6). I Kågeröd uppskattades LAI till 1,0 över hela beståndet. Rotdjupet uppskattades till 0,5-1 m på båda lokalerna.

### 4.2 Denitrifikation i fält

Denitrifikationen var låg vid provtagningstillfället i båda salixodlingarna, 8 respektive 61 kg N ha<sup>-1</sup>år<sup>-1</sup> för Kvidinge respektive Kågeröd (tab. 1). Endast i Kågeröd var denitrifikationen signifikant högre än noll (ensvansat t-test, p<0,01), d v s signifikant högre lustgashalt i 4+ än i 0. Den spontana lustgasproduktionen var inte signifikant på någon av platserna 4 mot 0 (tvåsvansat t-test) Vi fann inte heller någon statistiskt signifikant skillnad mellan de båda lokalerna.

Tabell 1. Uppmätt denitrifikationsaktivitet i fält (kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>).

Produktion tot kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>		
Prov	Kvidinge	Kågeröd
4+ (med acetylen)	8.0 ns	61.5 **
4 (utan acetylen)	3.8 ns	5.3 ns

### 4.3 Teoretiska uppskattningar utifrån tillväxt- och kväveinnehåll

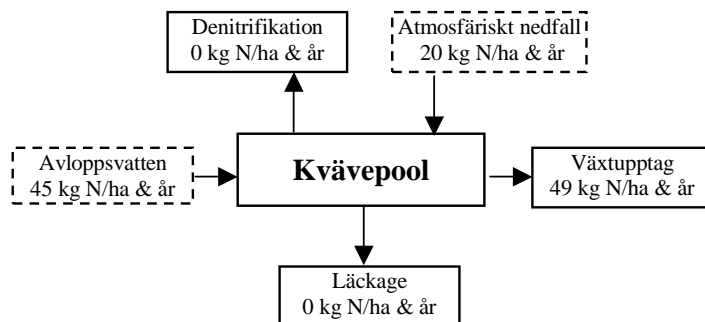
Enligt teoretiska uppskattningar utifrån tillväxt och kväveinnehållsdata tog *Salix* upp allt kväve som tillfördes odlingarna via avloppsvattnet i både Kvidinge och Kågeröd under 1998, däremot inte under 1999. Inget av åren klarade *Salix* att ta upp allt tillfört kväve, d v s både bevattningsvattnets kväve och torr- och våtdeposition). Under rubriken resterande kväve, i tab. 2, avses bl a eventuell denitrifikation, läckage och fältskiktets kväveupptag.

Tabell 2. De teoretiska kväveflödena i avloppsbevattnad energiskog (kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>).

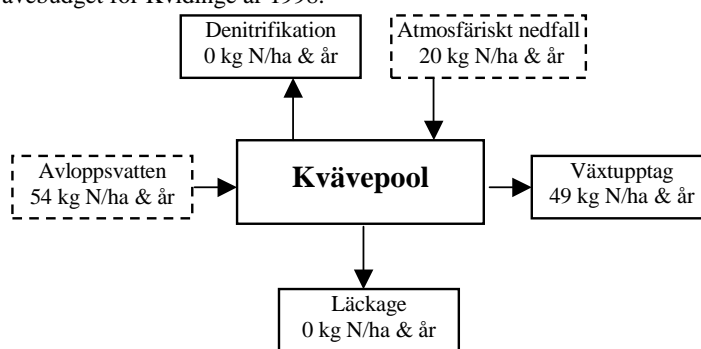
	Tillförsel		Utflyde	
	Kväve i bevattningsvatten	Kväve-deposition (torr och våt)	<i>Salix</i> ' kväveupptag (enl. tillväxtdata)	Resterande kväve
Kvidinge 98	45	20	54	11
Kvidinge 99	41	20	37	24
Kågeröd 98	54	20	56	18
Kågeröd 99	47	20	38	29

#### 4.4 Kvävebudget enligt modellresultaten

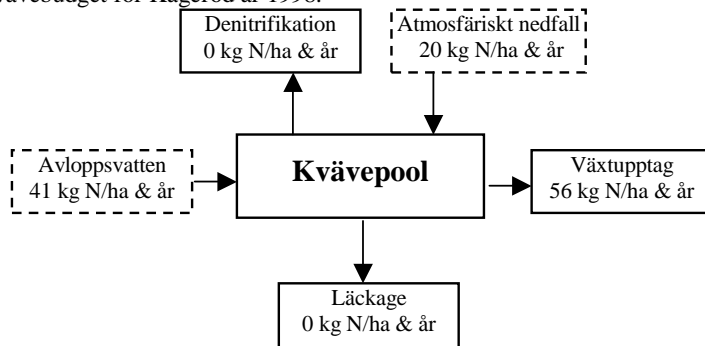
För att åskådliggöra resultaten från kväveflödesberäkningarna, visas de här nedan (fig. 25-28) i form av kvävebudgetar för de två åren och båda lokalerna. De streckade ramarna visar indata till och de heldragna visar utvariabler från modellen.



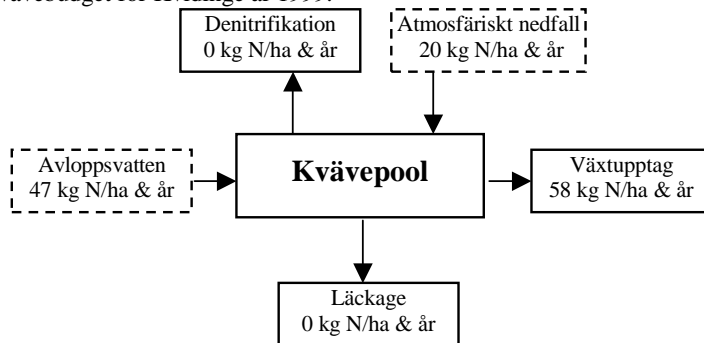
Figur 25. Kvävebudget för Kvidinge år 1998.



Figur 26. Kvävebudget för Kågeröd år 1998.



Figur 27. Kvävebudget för Kvidinge år 1999.



Figur 28. Kvävebudget för Kågeröd år 1999.

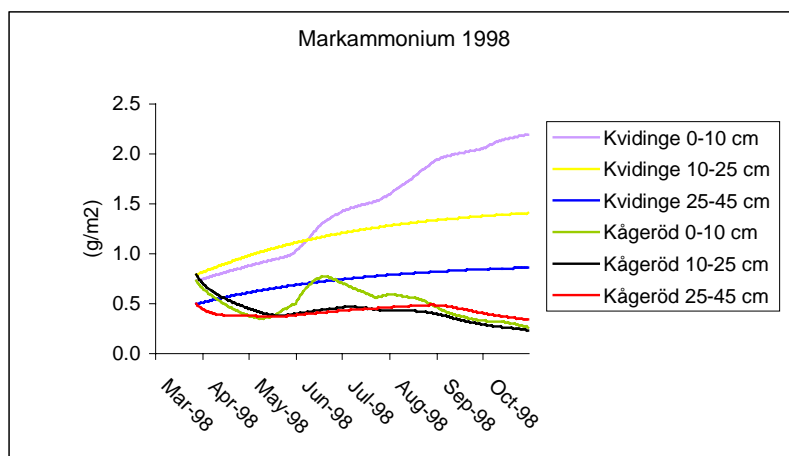


## 4.5 Övriga modelleringsresultat

Modellen visade ingen denitrifikationsaktivitet under något av åren vilket kan utläsas ur kvävebudgetarna (fig. 25-28).

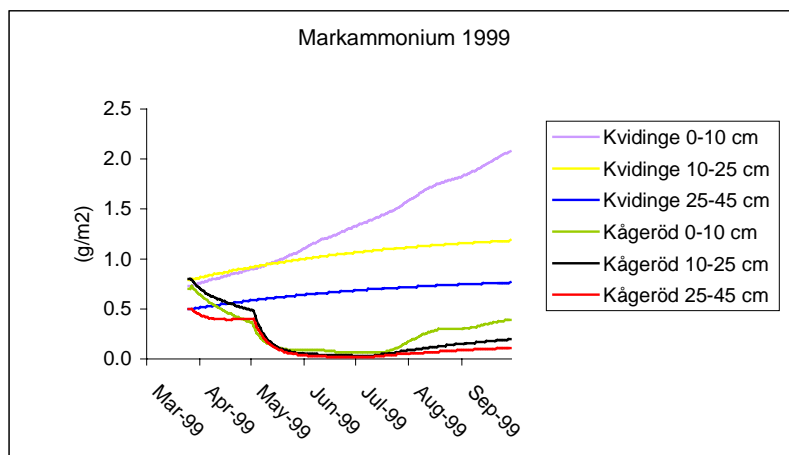
Här nedan följer övriga modelleringsresultat presenterade i diagram

Markammoniumkoncentrationen 1998 var högre i Kvidinge än i Kågeröd (fig. 29). Markammoniumet ackumulerades med tiden i Kvidinge medan det i Kågeröd ökade under juni till september, d v s sommarmånaderna, då den största tillväxten sker. Koncentrationen tycks vara högre i de övre lagren på bägge lokalerna. Skillnaderna mellan marklagrens djup var större i Kvidinge än i Kågeröd.



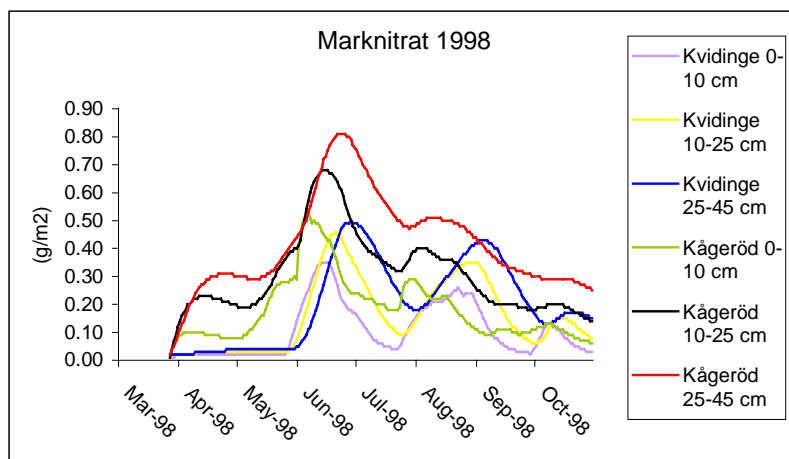
Figur 29. Markammonium i Kvidinge och Kågeröd, 1998. 0-10 cm, 10-25 cm samt 25-45 cm står för djupen i de tre översta marklagren i modellen.

Markammoniumkoncentrationen i Kvidinge 1999 ackumulerades med tiden precis som under 1998 (fig. 30). Däremot minskade ammoniumkoncentrationen i Kågeröd i början av maj, för att vara låg under sommarmånaderna, och därefter öka i augusti igen.



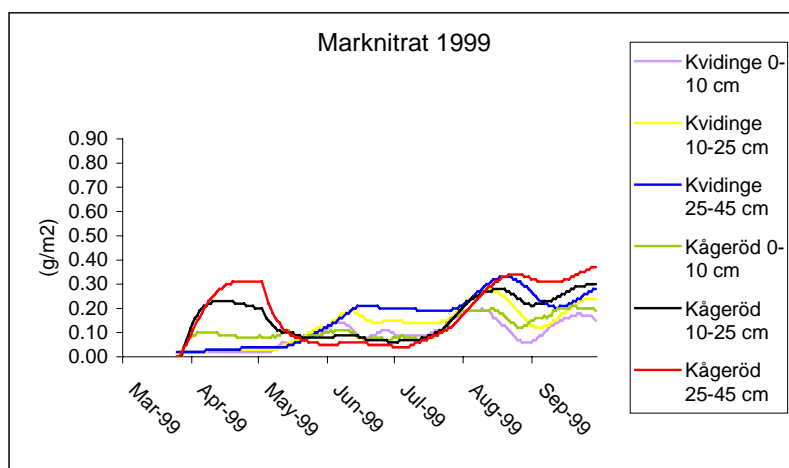
Figur 30. Markammonium i Kvidinge och Kågeröd, 1999. 0-10 cm, 10-25 cm samt 25-45 cm står för djupen i de tre översta marklagren i modellen.

Marknitratkoncentrationen låg högre i Kågeröd än i Kvidinge 1998 (fig. 31). Topparna i diagrammet låg något tidigare i Kågeröd än i Kvidinge. Marknitrat varierar mer än markammonium då marknitratkurvan tydligare följer kvävetillförseln (fig. 15) och dessutom innehåller bevattningsvattnet mer nitrat än ammonium. Förhållandet är 50% nitrat och 15% ammonium av det totala kväveinnehållet i bevattningsvattnet.



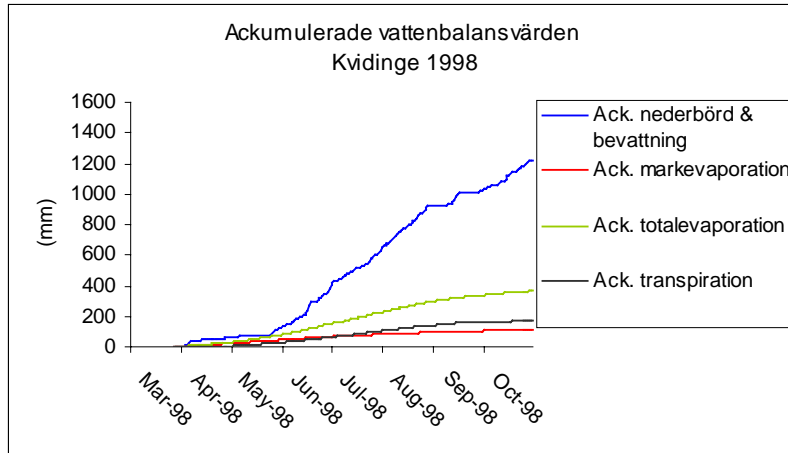
Figur 31. Marknitrat i Kvidinge och Kågeröd, 1998. 0-10 cm, 10-25 cm samt 25-45 cm står för djupen i de tre översta marklagren i modellen.

Marknitratkoncentrationen 1999 var högre i Kågeröd än i Kvidinge vid början och slutet av simuleringsperioden, medan koncentrationen var högre i Kvidinge från maj till mitten av augusti (fig. 32). Under den perioden sänktes nitratkoncentrationen till ett platåvärde i Kågeröd. Olikteterna mellan åren kan vara förknippad med skillnad i nederbörd.

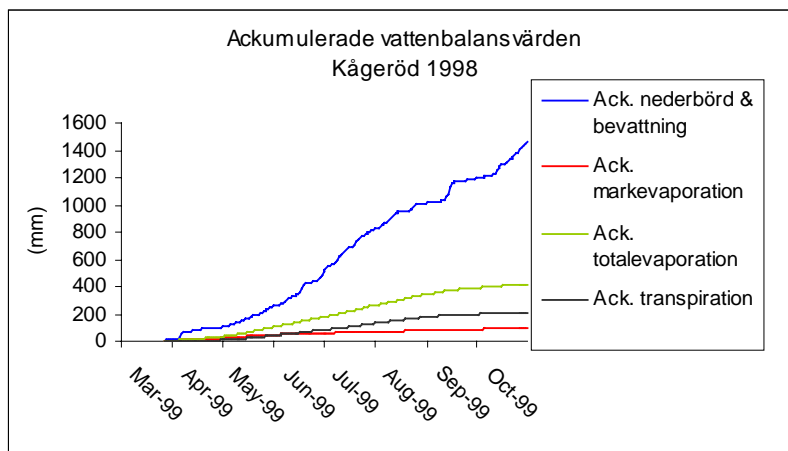


Figur 32. Marknitrat i Kvidinge och Kågeröd, 1999. 0-10 cm, 10-25 cm samt 25-45 cm står för djupen i de tre översta marklagren i modellen.

Den ackumulerade nederbörden och bevattningen, ackumulerade totala evaporationen och den ackumulerade transpirationen var större i Kågeröd än i Kvidinge 1998 (fig. 33, 34). Den ackumulerad markevaporationen var däremot något större i Kvidinge än i Kågeröd. Den ackumulerade interceptionen i Kvidinge 1998 var 82 mm och i Kågeröd 115 mm, dessa motsvarar ca en fjärdedel av den totala evaporationen.

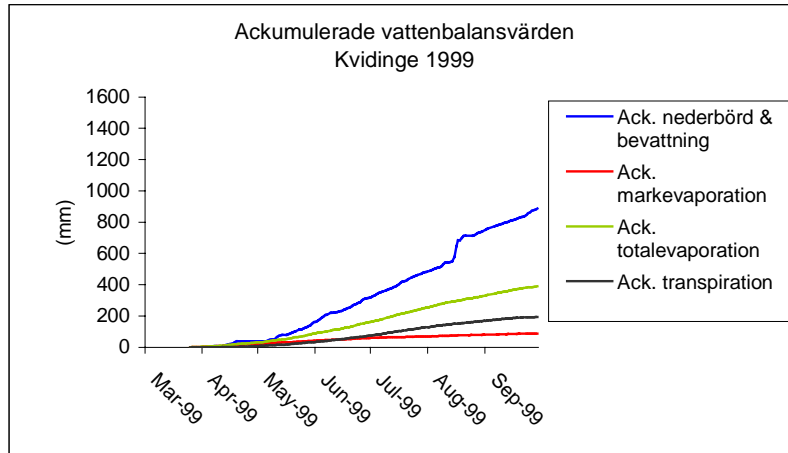


Figur 33. Ackumulerad nederbörd och bevattning, ackumulerad markevaporation, ackumulerad totalevaporation och ackumulerad transpiration i Kvidinge, 1998.

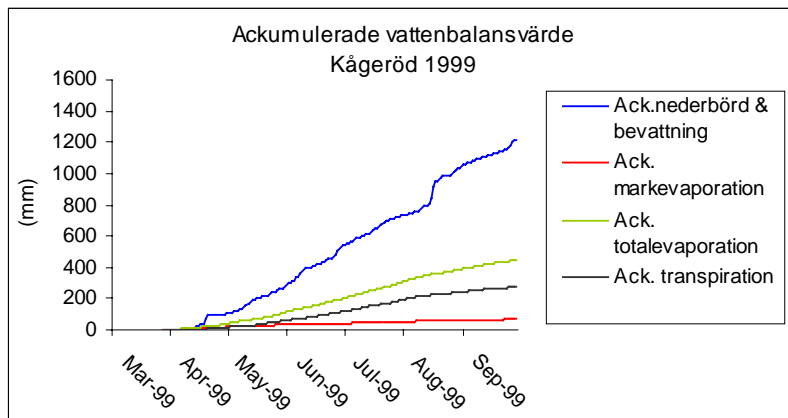


Figur 34. Ackumulerad nederbörd och bevattning, ackumulerad markevaporation, ackumulerad totalevaporation och ackumulerad transpiration i Kågeröd, 1998.

Den ackumulerade nederbörden och bevattningen och den ackumulerade transpirationen visade något större flöden i Kågeröd än i Kvidinge 1999 (fig. 35, 36). För den ackumulerade markevaporationen var förhållandet det motsatta, medan den ackumulerade totala evaporationen var lika stor på de båda lokalerna. Den ackumulerade interceptionen i Kvidinge 1999 var 108 mm och i Kågeröd 105 mm, dessa motsvarade knappt en fjärdedel av den totala evaporationen. Skillnaden mellan åren var kopplad till den mindre nederbörden 1999 än 1998.

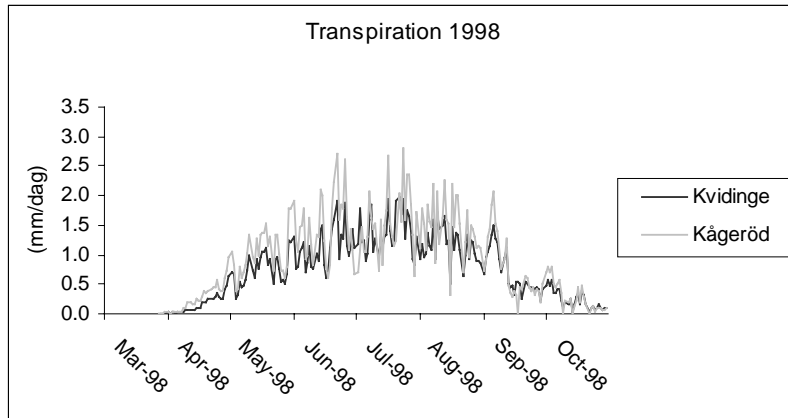


Figur 35. Ackumulerad nederbörd och bevattning, ackumulerad markevaporation, ackumulerad totalevaporation och ackumulerad transpiration i Kvidinge, 1999.



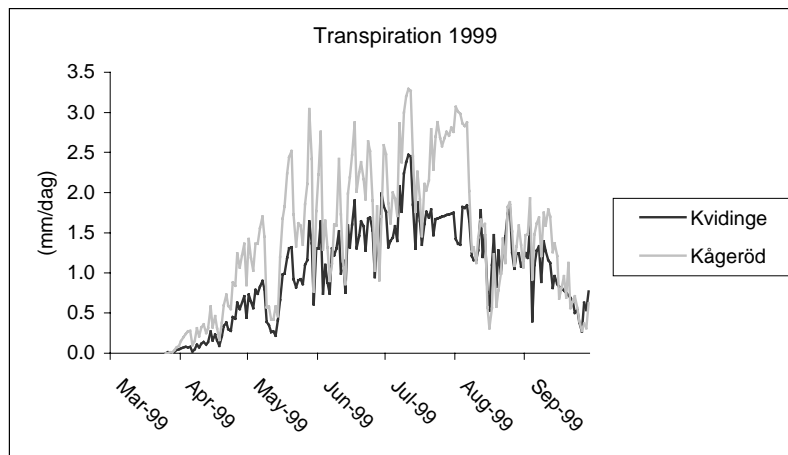
Figur 36. Ackumulerad nederbörd och bevattning, ackumulerad markevaporation, ackumulerad totalevaporation och ackumulerad transpiration i Kågeröd, 1999.

Transpirationen var något större i Kågeröd än i Kvidinge 1998 (fig. 37).



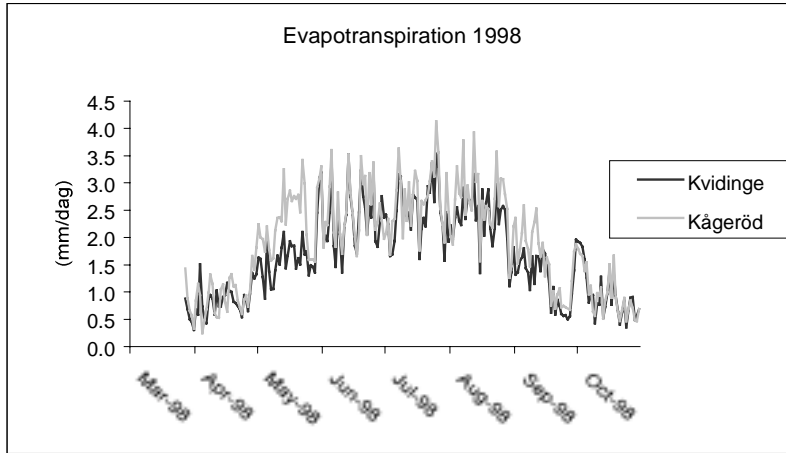
Figur 37. Transpiration i Kvidinge och Kågeröd, 1998.

Transpirationen var även 1999 större i Kågeröd än i Kvidinge (fig. 38). Detta är kopplat till  $LAI_{max}$  som hade ett högre värde i Kågeröd än i Kvidinge. Skillnaden mellan lokalerna var större detta år än 1998.

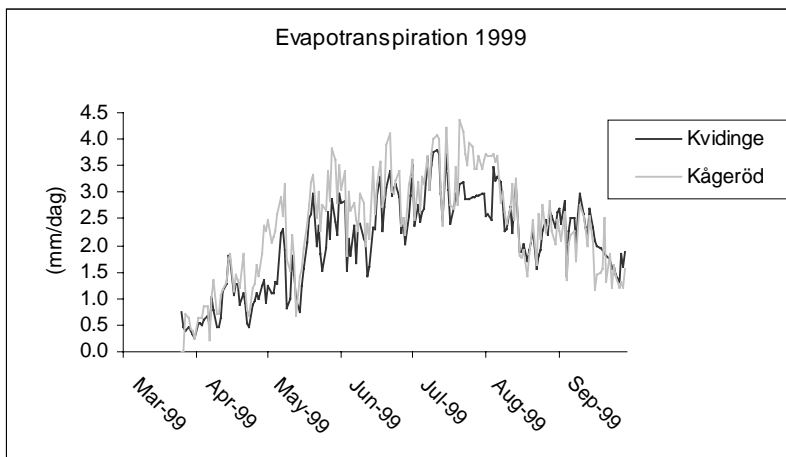


Figur 38. Transpiration i Kvidinge och Kågeröd, 1999.

Evapotranspirationen var under största delen av simuleringsperioden större i Kågeröd än i Kvidinge både 1998 och 1999 (fig. 39, 40). År 1999 var skillnaden mellan Kvidinge och Kågeröd större än 1998. Evapotranspirationskurvorna och transpirationskurvorna påminde om varandra vilket påvisar transpirationens stora inflytande på evapotranspirationen.

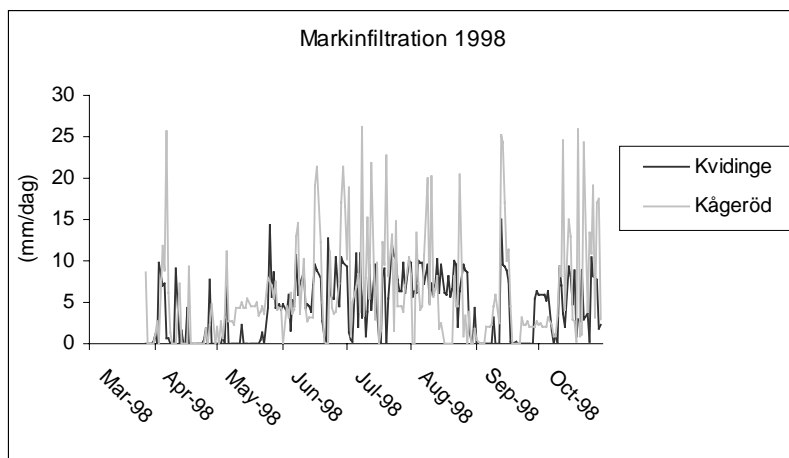


Figur 39. Evapotranspiration i Kvidinge och Kågeröd, 1998.

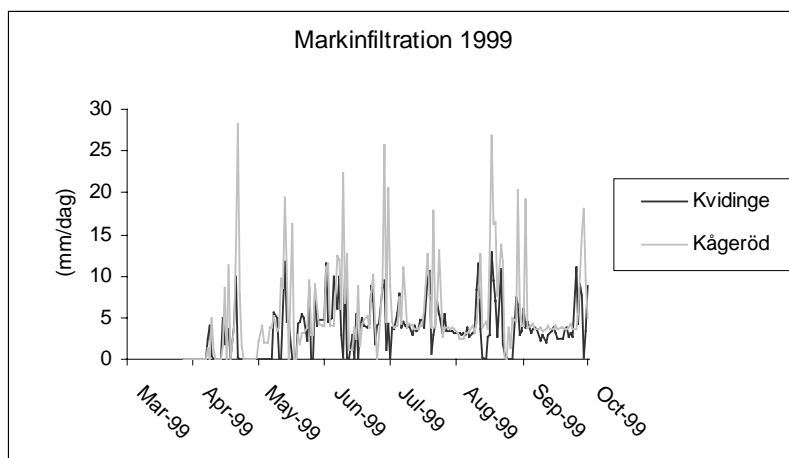


Figur 40. Evapotranspiration i Kvidinge och Kågeröd, 1999.

Markinfiltrationen uppvisade fler och större toppar i Kågeröd än i Kvidinge som hade ett jämnare infiltrationsförlopp både 1998 och 1999 (fig. 41, 42).

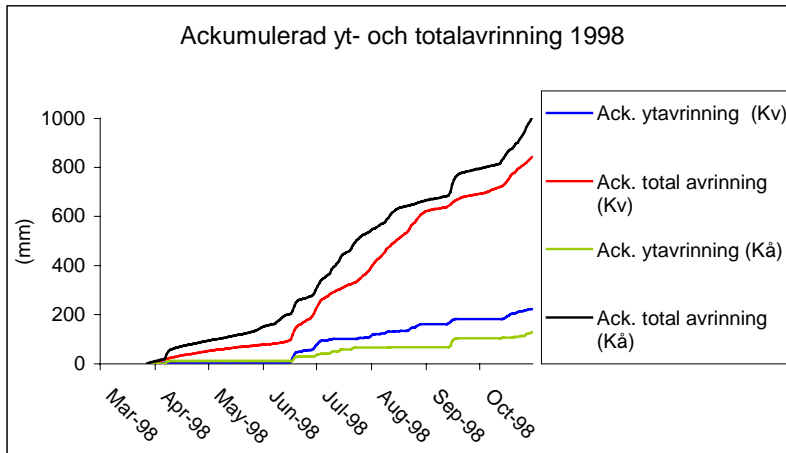


Figur 41. Markinfiltration i Kvidinge och Kågeröd, 1998.

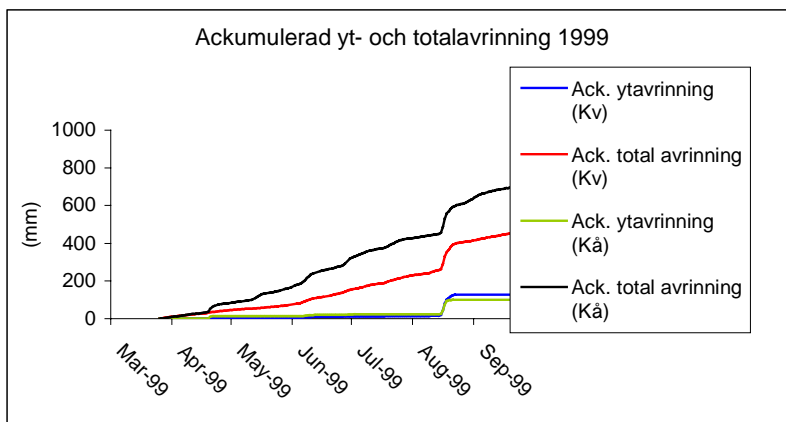


Figur 42. Markinfiltration i Kvidinge och Kågeröd, 1999.

Den ackumulerade yt- och totalavrinningen visade en tydlig korrelation till nederbörd och bevattning både 1998 och 1999 (fig. 43, 44). Den totala avrinningen var större i Kågeröd än i Kvidinge medan ytavrinningen var störst i Kvidinge.



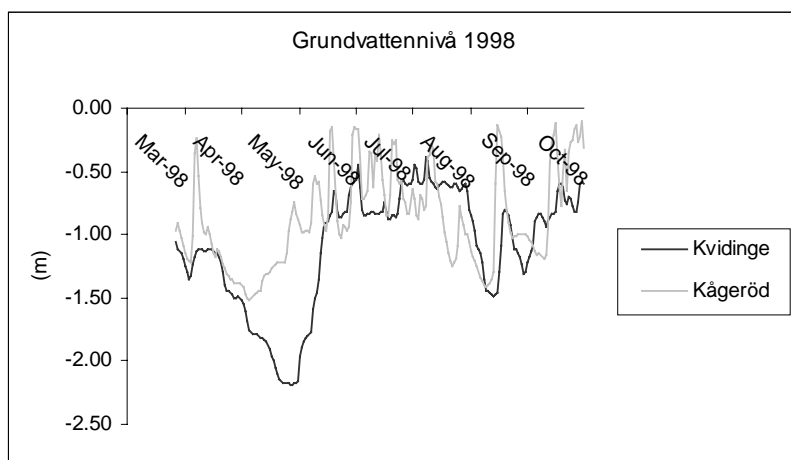
Figur 43. Ackumulerad yt- och totalavrinning i Kvidinge och Kågeröd, 1998.



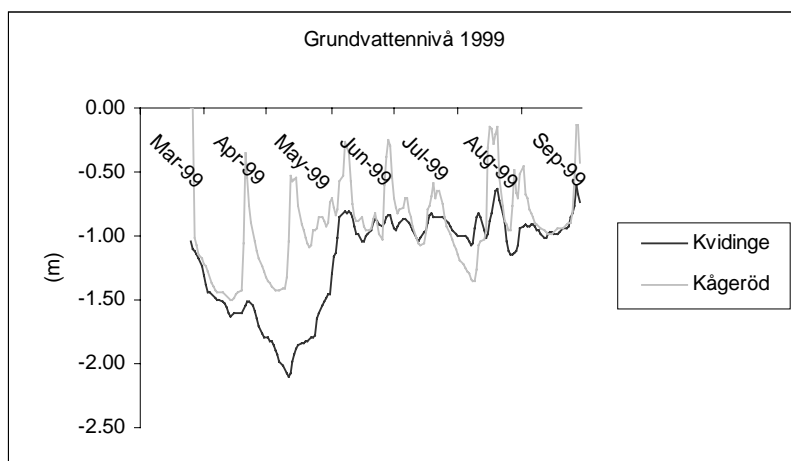
Figur 44. Ackumulerad yt- och totalavrinning i Kvidinge och Kågeröd, 1999.



Grundvattennivån låg till största delen yttligare i Kågeröd än i Kvidinge (fig. 45, 46). Detta trots att marklagren var lika stora vid simuleringar.



Figur 45. Grundvattennivån i Kvidinge och Kågeröd, 1998.



Figur 46. Grundvattennivån i Kvidinge och Kågeröd, 1999.

#### 4.6 Resultat från känslighetsanalys av SOIL-SOILN-modellen

De ändrade värdena på lerhalter respektive LAI-värden påverkade flera utvariabler, här (tab. 3, 4) presenteras några av de utvariabler som anses ha störst inverkan på kväveflödena. Ingen av körningarna påvisade någon denitrifikation.

Tabell 3. Känslighetsanalys för skilda lerhalter, ack värden för alla utvariabler förutom ack. markevaporation, ack. totalevaporation samt ack. totalavrinning där slutvärden angetts. Ytavrinning, markammonium, marknitrat och nitrifikation är angivna som medelvärden från de tio marklagren.

Utvariabler	Lerhalter		
	23%	15%	5%
AckMarkEvaporation (mm)	115	112	113
AckYtavrinning (mm)	224	45	34
AckTotalEvaporation (mm)	365	359	355
AckTotalAvrinning (mm)	845	852	852
MarkAmmonium (g/m <sup>2</sup> )	79.56	48.72	30.09
MarkNitrat (g/m <sup>2</sup> )	45.6	81.93	103.96
Markinfiltration (mm/dag)	920.38	1110	1140
Nitrifikation (g/m/dygn)	0	0.27	0.37
Transpiration (mm)	167.83	165.84	160.74
Grundvattennivå (m)	-239	-219.15	-218.63

Tabell 4. Känslighetsanalys för skilda LAI-värden, ack. värden har använts för markinfiltration, transpiration samt grundvattennivå. För 'Ackumulerade' värden har slutvärden från modellen använts.

Utvariabler	LAI-värden	
	4	6
Ackumulerad Markevaporation (mm)	115	87
Ackumulerad Ytavrinning (mm)	224	212
AckumuleradTotalEvaporation (mm)	365	416
AckumuleradTotalAvrinning (mm)	845	793
Markinfiltration (mm/dygn)	920.38	904.64
Transpiration (mm/dygn)	167.83	220.28
Grundvattennivå (m)	-239	-248.6

## 5 Diskussion

### 5.1 Denitrifikationsmätning

Denitrifikationsvärdena var mycket låga i både Kågeröd och Kvidinge. Kvidinges värde på den totala denitrifikationen var 8 kg N/ha och år och Kågeröds 61,5 kg N/ha och år (tab. 1). Detta kan jämföras med att en uppskattad denitrifikationsaktivitet i en sandig jord som översilas med nitrathaltigt vatten varierar mellan 430-460 kg N/ha och år. En lerig jord har, under förutsättning att kol och nitrat finns tillgängligt, dessutom bättre förutsättningar för denitrifikation i och med sin högre lerhalt. Den tätare marktexturen ger bl a större vattenhållande förmåga vilket förbättrar förutsättningar till anaeroba miljöer och därmed även fler s k "hot spots". Mätningarna gjordes i början av oktober, medan denitrifikationsaktiviteten är som störst under vinterhalvåret då nitrattillgången är som störst (Davidsson, 1997). Varför visade då denitrifikationsmätningarna så låga denitrifikationsmängder? Detta kan bero på ett antal olika faktorer såsom att *Salix*' effektiva kväveupptag (Danfors, 1992) knappt lämnar något nitratkväve kvar till denitrifikation. Om man bortser från *Salix* kväveupptag kan det ändå ha varit för låga nitratkoncentrationer i marken enligt kvävevärden från Agro lab. Dessa visar ett nitratinnehåll, i medeltal, på 0,07 mg/100 g TS. Då bevattningen inte sker helt kontinuerligt och marken därmed hinner torka upp emellan kan markmiljön bli aerob och därigenom hämma denitrifikationsprocessen. Detta var troligen fallet i Kvidinge vid mättillfället då bevattningen var avstängd. Eftersom inget nitrat då heller tillfördes odlingen minskade följaktligen denitrifikationen på grund av detta. Acetylen, som används vid denitrifikations-mätningarna hämmar nitrifikationsprocessen vilken kan påverka mätresultatet så att det visar för låga denitrifikationsvärden. Detta beror på att nitrifikationsens slutprodukt är nitrat och att denitrifikationen utgår från just nitrat, en s k kopplad nitrifikation-denitrifikation. Enligt hypotesen borde topografin, indirekt vattenhalten, p g a vattnets flödesriktning, påverka denitrifikationen. Detta kunde inte påvisas i de uppmätta resultaten då signifikant denitrifikation endast uppmättes i Kågeröd.

### 5.2 Jämförelse mellan teoretiska uppskattningars och modellresultats kväveflöden

Modellen påvisade inget kväveläckage för något av åren eller lokalerna. Både uppskattningarna och simuleringarna visade på att *Salix* tog upp mycket av det tillförda kvävet (tab. 2, fig. 25-28). Uppskattningarna gav att 1998 tog *Salix* upp mer kväve än vad som tillfördes via avloppsvattnet i Kvidinge, d v s även en del av den luftburna kvävedepositionen. I Kågeröd 1998 uppskattades kväveupptaget vara lika stort men bevattningsvattnets kvävetillförsel var större i Kågeröd varför även resttermen blev större. Något kväveläckage från bevattningsvattnet skedde dock inte. Under 1999, i uppskattningarna, togs inte ens kvävet i avloppsvattnet upp av *Salix* i någon av odlingarna (tab. 1), varför ett läckage skulle kunna ske. Andra kväveförluskällor är fältskiktupptag, denitrifikation och ammoniakavgång. Eftersom ammoniakavgången fordrar ett högt pH ( $pK_a = 9,12$ ), samt en mycket hög ammoniumkoncentration (Eriksson, 2000, personlig kontakt) är det troligt att den är försumbar eftersom pH i både Kvidinge och Kågeröd ligger under sju. Orsaken till skillnaderna mellan modellresultat och

uppskattningar är troligen beroende på att i modellen tas även hänsyn till fler markprocesser, medan uppskattningarna endast ger en restterm efter salixupptaget.

Skillnader i växtupptag mellan modell och uppskattningar är 1998 marginella, medan de är stora 1999. I uppskattningarna är upptagen 20 kg N/ha och år lägre än i modellen 1999 (tab. 2, fig. 27, 28). Detta kan orsakas av att i uppskattningarna har endast stammens kväveupptag tagits med, medan i simuleringarna har även rötternas kväveomsättning inkluderats. Detta för att de tillväxtvärden för *Salix* som användes vid kväveflödesuppskattningarna endast gällde produktionen ovan mark. Vid simuleringarna togs förutom ovanmarkproduktionen även grovrötterna med.

## 5.3 SOILN-simulering

### 5.3.1 Simuleringsresultat 1998

Vid jämförelse mellan simuleringsresultaten för Kågeröd och Kvidinge visade markens ammoniumkoncentration (fig. 29) två vitt skilda profiler. I Kågeröd 1998 hade ammoniumhalten toppar mitt i sommaren i det översta marklagret. Dessa toppar korrelerar väl med kvävetillförseln (fig. 15, 16), men är samtidigt märkligt då det tyder på att det inte sker någon direkt aktivitet i marken. I Kvidinge verkade ammoniumhalten ackumuleras med tiden då värdena var som störst i början av november, d v s så långt simuleringsresultat finns. Detta berodde troligen på att modellen tolkade den höga lerhalten i kvidingejorden som att den var syrefri och därmed att inget liv kunde finnas i den. Att SOILN-modellen tolkar en lerrik mark som syrefri är en stor brist i modellen. I och med att det saknades en manual till den sammanslagna modellen som vi använde oss av, var kalibrering av parameterinställningar inom detta område inte möjlig. Ammoniumkoncentrationen var betydligt större i Kvidinge än i Kågeröd. Detta kan bl a ha berott på den större lerhalten i Kvidinge som med sina negativt laddade markkolloider binder upp den positivt laddade ammoniumjonen och därmed ökar ammoniumkoncentrationen (Englöv och Nilsson, 1979). Ammoniumet i Kågeröd transformeras snabbt om genom bl a assimilering och nitrifikation. Även nitratkoncentrationen (fig. 30) skiljde sig mellan Kvidinge och Kågeröd 1998. Kvidinges syrefria mark tros orsaka att Kågeröds nitratkoncentration var större än Kvidinges. Nitratkoncentrationen på de båda lokalerna var även den väl korrelerad till kvävegödningen. Topparna i marknitratkoncentrationsdiagrammen var förskjutna i Kvidinge jämfört med Kågeröd där topparna kom tidigare under säsongen. Förskjutningen beror troligen, även i detta fall, på den högre lerhalten i Kvidinge än i Kågeröd varför markinfiltrationen går långsammare i Kvidinge.

Vattenbalanskurvorna (fig. 33, 34), d v s ackumulerad transpiration, ackumulerad mark-evaporation, ackumulerad totalevaporation samt ackumulerad nederbörd och bevattning, på de båda platserna uppvisade samma dynamik mellan lokalerna men med olika värden. Den ackumulerade transpirationens högre värden i Kågeröd är kopplad till det högre LAI<sub>max</sub>-värdet vid simuleringar samt troligen till den större ackumulerade nederbörden och bevattningen på platsen. Det samma gäller för den ackumulerade totalevaporationen som är något större i Kågeröd än i Kvidinge.

Det var inte så stor skillnad mellan evapotranspirationskurvans och transpirationskurvans värden (fig. 39, 37). Detta visar att transpirationen har en större del av evapotranspirationen än evaporationen då det gäller vattenflödet genom odlingen. Vilket beror på bladtätheten, LAI, som har en stor indirekt påverkan på evapotranspirationen. Vid jämförelse mellan odlingsplatserna ger Kågeröds LAI<sub>max</sub>-värde sex, något större

evapotranspiration än  $LAI_{max}$  fyra, i Kvidinge. Transpirationen var även den större i Kågeröd än i Kvidinge vilket antagligen också berodde på det högre  $LAI_{max}$ -värdet i kågerödsimuleringarna. Idealt skulle transpirationskurvan fungera som mall för hur kvävegödningen doseras, alternativt tillföras i början av tillväxtsången. Dessa åtgärder skulle ge förutsättningar för optimal tillväxt (Lindroth, 2000, personlig kontakt) Detta är dock ett problem, mängden bevattningsvatten är noga uträknad för att hindra ytavrinning, varför inte hur mycket vatten som helst kan släppas på. Det hade snarare varit bättre om man kunnat reglera kvävekoncentrationerna i avloppsvattnet. Tyvärr går det inte att reglera bevattningsvattnet hur som helst.

Markinfiltrationen (fig. 41) i Kågeröd var dubbelt så stor 1998 som i Kvidinge samma år. Detta förklaras av den lägre lerhalten och därmed grövre jordstrukturen som ökar vattengenomsläppligheten i kågerödmarken.

Grundvattennivån (fig. 45) i simuleringarna ligger lägre i Kvidinge än i Kågeröd. Men vid jämförelse mellan uppmätta värden (endast från Kvidinge), se appendix III, och simulerade visade det sig att den verkliga grundvattennivån i stort låg djupare. Detta påverkar bl a markens vattenmättnad. Då avståndet till grundvattnet är mindre i modellen än i verkligheten bör den simulerade marken bli mättad snabbare. Detta i sin tur ger bättre förutsättning för anaeroba förhållanden vilket skulle ha främjat denitrifikationen.

### 5.3.2 Simuleringsresultat 1999

Markens ammoniumkoncentration (fig. 30) visade klara skillnader mellan odlingsplatserna. I Kågeröd minskade markammoniumet med början i maj för att åter öka i augusti, detta tyder på att assimilering sker under tillväxtsången. I Kvidinge däremot skedde en ackumulering i marken med tiden, beroende på att (som nämnts tidigare) SOILN-modellen tolkar marken som syrefri och alltså helt utan vegetation, d v s växtupptag saknas.

Marknitrat (fig. 32) skiljde sig även detta år mellan Kvidinge och Kågeröd. Här verkade någonting trots allt ske i kvidingejorden då en utplaning sker i kurvan under juni till början av augusti, varefter en topp bildades under augusti månad. Variationen kan möjligen förklaras med det nitrat som tillförs med bevattningsvattnet då marknitratkurvan är korrelerad med kvävetillförselkurvan. Marknitratet i Kågeröd visade samma trend som markammoniumet, ett växtupptag sker under tillväxtsången och mängden nitrat sjunker därför under maj till augusti för att därefter stiga drastiskt.

Transpirationen (fig. 38) var även detta år störst i Kågeröd beroende på det högre  $LAI_{max}$ -värdet där.  $LAI$ 's effekt på transpirationen kunde ses i känslighetsanalysen då  $LAI_{max}$  för Kvidinge ändrades från fyra till sex varvid den ackumulerade transpirationen ökade från 168 mm till 207 mm. Värden som kan jämföras med Kågeröds ackumulerade transpiration på 220 mm vid  $LAI_{max}$  sex.

Grundvattennivån (fig. 46) varierade mycket mer i Kågeröd 1999 än i Kvidinge. Detta berodde bl a på skillnaden i lerhalt mellan markerna. Den grövre strukturen i Kågeröd ger utrymme för vattnet att transporteras lättare och därmed fluktuerar grundvattennivån.

### 5.3.3 Jämförelse mellan 1998- och 1999-års kväveresultat

Markammonium- och marknitratkurvorna för Kågeröd 1998 och 1999 skiljde sig tydligt åt (fig. 29-32). Den största orsaken till detta var troligen den rikliga nederbörden 1998.

Under 1999 minskade nitrat- och ammoniumhalterna under tillväxtsången vilket är naturligt då bl a växtupptag sker. Under 1998 följde både nitrat- och ammoniumhalten kvävegödningskurvorna, ändå ackumulerades inte ammoniumet i marken i Kågeröd som i Kvidinge, varför någon sorts aktivitet ändå tycktes finnas i kågerödmarken. Kvävegödningsdoseringen var mycket jämnare 1999 än 1998 i Kågeröd. Möjligen var de stora givorna 1998 så stora att marken inte hann med att hantera dem, medan den jämnare fördelningen 1999 tycktes väl anpassad till markens omsättningshastighet (fig. 15, 16).

#### 5.3.4 *Salix* och kväve i modellresultaten

*Salix* tog upp allt kväve som tillfördes odlingen via avloppsvattnet i både Kvidinge och Kågeröd 1998, men inte 1999 (fig. 25-28). Samtidigt var även den faktiska tillväxten bättre (Aronsson, 1999, personlig kontakt) 1998 än 1999 (604 g/stol 1998 och 416 g/stol 1999). En orsak kan ha varit att 1998 var den ackumulerade nederbörden och bevattningen betydligt större än 1999. I Kvidinge skiljer det 300 mm och i Kågeröd drygt 200 mm mellan åren. Perttu och Kowalik (1997) anser att *Salix* fordrar en bevattningsmängd på 1000 mm för att få maximal tillväxt. Den ackumulerade vattenmängden (bevattning och nederbörd) överskred 1000 mm båda åren i Kågeröd, men endast 1998 i Kvidinge. Möjligen behöver bevattningsmängden ökas för att ge optimal tillväxt. Bevattningsmängden per dygn skiljde sig inte markant mellan åren i Kvidinge, däremot ökades bevattningen i Kågeröd 1999 jämfört med 1998. Att detta inte visar sig i ökad tillväxt kan orsakas av rostangrepp, vilket bl a minskar fotosyntesen genom att bladen förstörs och därmed ger en minskad produktion (Ramstedt, 1999). Risken för rostangrepp ökar dessutom med ökad vattentillförsel. Därför skulle en högre kvävekonzentration i förhållande till bevattningsmängd kunna vara en lösning för att minska mängden vatten och därmed även risken för rostangrepp (Lindroth, 2000, personlig kontakt).

Kvävemängden i sig kan vara en bristfaktor, Perttu och Kowalik (1997) föreslår en kvävetillförsel på 320 kg N/ha för optimal tillväxt. Detta står dock i konflikt till Ericsson (1994) som i undersökningar har visat att, i medeltal 60,5 kg N/ha och år räcker väl för optimal tillväxt då odlingen är etablerad. Den genomsnittliga kvävetillförseln i Kvidinge låg på knappt 45 kg N/ha och år, och i Kågeröd på ca 50 kg N/ha och år, värdena kommer från sammanräkning av kväve i bevattningsvattnet. Kågeröd fick alltså något mer kväve via avloppsvattnet än Kvidinge. Förutom mängden kväve och vatten påverkar tidpunkten för tillförseln till odlingen. Om vattnet dessutom kunde tas före biosteget skulle den högre ammoniumkonzentrationen där möjligen vara en fördel för salix tillväxten, då växterna lättare tar upp ammonium än nitrat. Men detta är inte lämpligt p g a hygieniska skäl då risken finns för eventuell smittspridning (Hasselgren, 1999).

Bevattningen i Kågeröd 1998 var som störst tidigt under sommaren, möjligen reglerad efter det myckna regnandet det året. Bevattningen var jämnare 1999 men med viss förskjutning åt sensommaren (fig. 22, 24). För Kvidinge är den förskjutningen inte lika tydlig men störst bevattning tycks ha skett juli/augusti, 1999 (fig. 21, 23).

Simuleringarna visade ingen denitrifikation i någon av odlingarna, vilket är märkligt eftersom marken i modellen ansågs vara helt anaerob. Trots att marken tidigare varit jordbruksmark visade jordproverna, för Kågeröd som tagits 1994, på en relativt låg kväve-konzentration (ett medeltal på 0,07 mg NO<sub>3</sub>/100 g TS, från Agro lab) (Hermansson 1999, personlig kontakt). Detta skulle kunna påvisa att nitratkonzentrationen var för låg för att denitrifikation skulle kunna ske. Däremot

innehöll bevattningsvattnet höga nitrat-koncentrationer (4,8 mg NO<sub>3</sub>/l vatten) vilket borde främja denitrifikation, vid bevattningstidpunkten. Denitrifikation sker till största delen i markens översta lager (Davidsson, 1997). Hur odlingen av energiskog och bevattningen med avloppsvatten har påverkat kväveinnehållet i marken sedan projektet startats är ej känt.

#### 5.4 Känslighetsanalysdiskussion

Då lerhalten ändrades mellan 5 %, 15 % och 23 %, påverkades diverse utvariabler från modellen, (tab. 3, 4). Den ackumulerade markeevaporationen, ackumulerade ytavrinningen och ackumulerade totala evaporationen fick störst värden vid högsta lerhalt. Medan den ackumulerade totala avrinningen samt markinfiltrationen visade högst värden vid den lägsta lerhalten. Detta kan förklaras med att infiltrationskapaciteten ökar ju grövre marktexturen blir samtidigt som den vattenhållande kapaciteten minskar. Transpirationen ökade med ökande lerhalt och detta berodde troligen på att marken med högst lerhalt har den största vattenhållande förmågan varför träden får större tillgång till vatten och därmed transpirerar mera.

Varför grundvattennivån sjunker med ökad lerhalt beror på att lera har större porositet, d v s vid samma mängd vatten i marken blir nivån lägre.

Ammoniummolekylen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) kan bindas till lermineralers negativa laddning i s k markkolloider (Englöv och Nilsson, 1979). Detta gör att markammoniumhalten är störst i marken med 23 procent lera. Förklaringen till varför marknitratet (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) var som störst vid den fem procentiga lerhalten är bl a att där fanns syre, vilket inte fanns i den 23 procentiga jorden enligt modellen (se ovan). Detta märks även vid nitrifikationsaktiviteten som minskar med ökad lerhalt och saknas helt vid 23 procent lerhalt.

Då LAI<sub>max</sub> för Kvidinge 1998 höjdes från fyra till sex påverkades flera utvariabler (tab. 4). En större bladyta bör ge en större transpiration och evaporation av på bladen interceperat vatten vilket även resultaten påvisar. En mindre bladyta släpper igenom mer vatten och ljus, varför mer kan avdunsta från markytan och en större ytavrinning och totalavrinning kan ske. Den djupare liggande grundvattennivån vid LAI sex orsakas av en större avdunstning, som beror på en lägre markvattenhalt och som i sin tur ger en lägre grundvattennivå.

## 6 Slutsats

---

Med hjälp av SOIL- och SOILN-modellen samt denitrifikationsmätningar i fält har kväveflödena undersökats för att upprätta en massbalans. Sammanfattningsvis erhöles följande resultat:

- Denitrifikationsmätningarna, gjorda med acetyleninhiberingsmetoden, påvisade endast en signifikant denitrifikation i Kågeröd, men ingen i Kvidinge. Denitrifikationsaktiviteten i Kågeröd var dock låg, vilket kan tyda på bl a aerob miljö eller nitratbrist beroende på exempelvis *Salix* stora nitratkväveupptag och otillräcklig bevattning vid mättillfället.
- Topografin kunde inte visas ha någon effekt på denitrifikationsaktiviteten då ingen denitrifikation uppmättes i Kvidinge och därmed ingen jämförelse mellan platserna kunde genomföras, ur detta perspektiv.
- I och med att ingen signifikant denitrifikation kunde uppmätas i Kvidinge kunde inte klimatets, jordmånens eller bevattningens homogeniserande verkan på denitrifikationen bekräftas.
- SOIL- och SOILN-modellen bekräftade hypotesen om att *Salix* effektiva kväveupptag hämmar denitrifikationen. Däremot förvånade det att det inte skedde någon denitrifikation överhuvudtaget. Bevattningen och den höga lerhalten i främst Kvidinge borde ge goda förutsättningar för denitrifikation genom bildandet av anaeroba områden. I och med att *Salix* tog upp såpass mycket kväve att inget läckage ägde rum vare sig till grundvatten eller recipienter. Detta ger att reningsmetoden är effektiv vad gäller kväve.

Markens lerhalt var det som påverkade flest utvariabler i SOILN- modellen. Därför är det viktigt att inställningen av markens textur sätts korrekt vid simuleringar vid liknande undersökningar. Vi rekommenderar även att den mark som ska simuleras först undersöks ordentlig även vad gäller näringsinnehåll för att få mer rättvisande resultat.

Modellen har en del brister när det gäller simulering av avloppsbevattnad energiskog, bl a uppfattas den höga lerhalten som att det är syrefritt i marken. Modellen tolkar därmed också en lerrik jord som att det inte finns något liv i den och därför inte heller någon växtlighet. Då detta appliceras på verkligheten kan resultatet bli felaktigt som vid denna studie där det enligt modellen inte skulle finnas någon växtlighet i Kvidinge. *Salix* trivs dock generellt bra i lerhaltiga jordar. Detta är något som bör ses över innan modellen används ytterligare vid liknande försök.

*Salix* är bra på att rena avloppsvattnet, men för att få en optimal tillväxt av *Salix* så bör mängden vatten och kvävegivorna i avloppsvattnet anpassas bättre till transpirationen. Detta förutsätter så klart att plantorna inte har någon sjukdom, som rostangrepp eller liknande. Rostangrepp påverkar fotosyntesen och därmed även tillväxten.

*Salix* är en mycket vattentålig växt, anpassning för detta saknas i modellen. Tillika behövs en generell anpassning av modellen till *Salix* som art. Modellen fungerar däremot



bra för vattenflöden, medan kvävedelen behöver förbättras för att ge bättre kväveflödesresultat.

Fortsatta undersökningar rekommenderas, då även fosforflödena i marken bör inkluderas för en bättre total överblick.

## 7 Felkällor

---

### Modellering

- Då en korrekt manual för den sammanslagna modellen saknades hade vi ej tillgång till den information om parameterinställningar som erfordras för att få ett mer rättvisande resultat i modellen.
- Till viss del otillräcklig indata i form av bl a ofullständiga klimatdata då lokalerna är ganska närbelägna har samma klimatdata, i vissa fall, fått användas på båda lokalerna.
- Tillväxtdata för *Salix* fanns endast att få från Kågeröd, varför detta har applicerats även på Kvidinge.
- Data på kväveinnehållet i marken fanns även det endast från Kågeröd, och gav därför inte heller helt korrekta resultat.
- Ingen markanalys har gjorts i Kvidinge. De enda markvärden vi hade att gå på var de riktvärde vi fick från SGU på våra provtagningar i fält, samt jordprovsanalyser från Kågeröd utförda av Agro lab 1994.

### Denitrifikationsmätning

- Mätningar av denitrifikation i fält genomfördes endast vid ett tillfälle, varför variationen i tiden inte täcks in.
- För statistikdelen fanns det inte tillräckligt med provtagningar för att göra en djupare statistisk undersökning av resultaten.
- Odlingarna var inte bevattnade under denitrifikationsprovtagningarna, vilket kan ha haft betydelse, eftersom våtare marker lättare leder till anaerob miljö. Anaerobi är en av förutsättningarna för denitrifikation.
- Acetylen, som använts vid denitrifikationsmätningarna, hämmar förutom denitrifikationen även nitrifikationen, detta gör att även den kopplade nitrifikationen-denitrifikationen försvinner vid mätningen och att denitrifikationsresultaten därmed kan bli för låga.

## 8 Ordlista

---

### A

**Acetyleninhibering** = en metod för denitrifikationsmätning, där acetylen används för att hemma denitrifikationsprocessen.

**Adsorption** = en ackumulation av en substans på en gränssyta

**Aerob** = med syretillgång; syrekrävande

**Aerodynamisk resistans** = motstånd mot transport av massa och energi i lufthavet

**Alkalisk** = basisk

**Anaerob** = utan syretillgång; icke syrekrävande

**Anjoner** = negativ jon

**Ammoniakavgång** = ammoniak avgår som gas från markytan

**Ammonifikation** = mikrobiell omvandling av organiskt kväve till ammonium

**Aerosol** = finfördelade partiklar eller droppar som är så små att de håller sig svävande i en gas, t.ex. luften

**Aromatiska föreningar** = en grupp cykliska organiska föreningar härledda från bensenringens elektronstruktur, en stabil organisk förening, här avses bl a cellulosa nedbrytningsprodukter och lignin

### B

**Bladkonduktans** = transportförmågan för vattenånga från bladet till dess yta

### C

**Cellandning** = en cells ämnesomsättning

### D

**Denitrifikation** = mikrobiell omvandlingen av markbundet nitrat till luftburet kvävgas

**Deposition** = här: atmosfäriskt nedfall, i våt och torr form

**Diffusion** = en process vid vilken två eller flera ämnen blandas med varandra på grund av atomernas eller molekylernas egna rörelse; diffusion är snabbare vid hög temperatur eller högt tryck

### E

**Evaporation** = avdunstning från markytan, fasomvandlingen från vatten till ånga.

**Evapotranspiration** = avdunstning av vatten från både växter och mark

### F

**Fakultativt anaerob** = överlever och tillväxer även i syrefri miljö

**Fotosyntetiserande** = organism som använder luftens CO<sub>2</sub> som kolkälla och solens strålning som energikälla

**Fällningsreaktioner** = en kemisk reaktion där fällning (grumlighet) uppstår

**Förna** = det översta marktäcket som består av ej nedbrutet material

## G

**Gaskromatografi** = en metod för kvantitativ och kvalitativ analys av gasformiga eller flyktiga ämnesblandningar.

## H

**Heterotrof** = får energi från organiska kolföreningar

**Hot spots** = här: hög denitrifikationsaktivitet i små områden

**Humifiering** = nedbrytning av döda djur- och växtdelar i marken

**Humus** = delvis nedbrutet material i marken, mer nedbrutet än förna

**Humösa syror** = en allmänt omfattande term för marksyror som bl a består av nedbrytningsprodukter

**Hydratisering** = vattenmolekyler som omger t ex en jon

**Hyperbol funktion** = fyra funktioner ( $\sin x$ ,  $\cos x$ ,  $\tan x$ ,  $\cot x$ ) som genom sina egenskaper och inbördes samband vid summation och derivation uppvisar starka formella likheter med de trigonometriska funktionerna.

## I

**Infiltration** = mängd vatten som tränger in i marken.

## J

**Jonbytesreaktioner** = en reversibel process där antingen katjoner eller anjoner kan utbytas mellan en fast fas och en omgivande vätska.

## K

**Katjoner** = positiva joner

**Kemoautotrof** = mikroorganism som använder  $\text{CO}_2$  som kolkälla och organiska eller oorganiska föreningar som energikälla

**Kväveassimilering** = kväveupptag av växter och mikrober

**Kvävefixering** = omvandling av kvävgas till ammonium

## L

**LAI** = leaf area index, mängden bladyta per markyteenhet.

**Laminärt flöde** = ett flöde som sker i en riktning, jämför turbulent

**Latent flöde** = flöde av energi som är "dolt" i ett massflöde av t ex vattenånga.

## M

**Markkolloider** = små negativt laddade markpartiklar

**Metaboliter** = ämnesomsättningsprodukter

**Mineralisering** = nedbrytning av organiskt material till ammonium ( $\text{NH}_4$ )

## N

**Nettoimmobilisering av kväve** = mineralkväve övergår till förnans kvävelager

**Nettostrålning** = skillnaden mellan inkommande och utgående lång- och kortvägig strålning.

**Nitrifikation** = omvandling av ammonium till nitrat

**NPK** = kväve-, fosfor-, kaliumgödning

## P

**Patogener** = sjukdomsalstrande mikroorganismer

**Peptider** = små proteiner

**Perkolation** = vattnets nedträngning i marken. Regn eller snösmältvatten som tränger igenom marken och fortsätter ned mot grundvattnet

**Porvatten** = vatten i markens små porer

**Puriner** = en grupp bicykliska, aromatiska kväveföreningar, bl. a. byggstenar i DNA

**Pyrimidier** = en aromatisk, heterocyklisk förening, finns i biologiskt viktiga föreningar, bl. a. som byggstenar i DNA

## R

**Recipient** = här: det vattendrag som reningsverkets renade vattensläpps ut i

**Redoxförhållande** = här: syreförhållande

**Redoxprocesser** = kemisk process som innebär en oxidation av redformer i ett redoxpar och samtidigt en reduktion av oxformen i ett annat redoxpar.

**Redoxtillstånd** = närvaro eller frånvaro av fritt syre

**Reversibel process** = här: kemiska reaktioner som kan gå åt båda håll

**Rotationsperiod** = här. tiden mellan två planteringsstillfällen av *Salix*

## S

**Sensibelt flöde** = flödet av värme (temperaturen) i luften.

**Sjunkvattenzon** = en omättad zon i marken där vattenhalten varierar mycket

**Sticklingar** = här: korta skott av *Salix* som används vid plantering för att etablera en ny planta.

**Stol** = en *Salix* planta

## T

**Torrsubstans (TS)** = torrämne, återstoden av ett ämne sedan alla fuktiga beståndsdelar, främst vatten, avlägsnats; här: torkat vedmaterial.

**Toxiska** = giftiga

**Transekter** = slumpmässigt utvald undersökningssträcka

**Transpiration** = växters vattenavgivning till luften

## V

**Valenstal** = antalet elektroner i en atoms yttersta skikt

**Vattenanvändningseffektiviteten (WUE)** = hur bra en växt utnyttjar upptaget vatten i relation till dess tillväxt.

## 9 Referenser

---

### Litteratur

**Alriksson, B.**, 1997. Influence of site factors on salix growth with emphasis on nitrogen response under different soil conditions. Uppsala, Sverige.

**Alriksson, B.**, 1998. Impact of soil texture on nutrient uptake by rainfed willow plantations. ss 115-119. I Sewage treatment by means of pine, willow, reed and grass vegetation filters. Editors Perttu, K och Obarska-Pempkowiak, H. SLU, Institutionen för lövträdsodling, rapport 61, 1998. Uppsala, Sverige.

**Andersson, S och Wiklert, P.**, 1972. Markfysikaliska undersökningar i odlad jord. XXIII. Om de vattenhållande egenskaperna hos svenska jordarter. Institutionen för lantbrukets hydroteknik. SLU. Uppsala, Sverige.

**Aronsson, P.**, 1998. Willow vegetation filters for wastewater treatment in Sweden. ss 37-39. I Sewage treatment by means of pine, willow, reed and grass vegetation. Editors Perttu, K och Obarska-Pempkowiak, H. SLU, Institutionen för lövträdsodling, rapport 61, 1998. Uppsala, Sverige.

**Balkhag, P.**, 1993. Varierande denitrifikationsaktivitet på översilningsängar samt orsaker till variationen. Examensarbete. Ekologiska institutionen, Lund, Sverige.

**Brooks R.H. och Corey A.T.**, 1964. Hydraulic properties of porous media. Colorado State University, Hydrology Paper no.3. Fort Collins, 27pp. USA.

**Danfors, B.**, 1992. Salixodling Maskiner, arbetsmetoder och ekonomi. Jordbrukstekniska institutet, Sverige.

**Davidsson, T.**, 1997. Nitrogen transformations in wetlands: Effects of water flow patterns. Doktorsavhandling. Department of ecology, Lund, Sverige.

**Englöv, P. och Nilsson, K.**, 1979. Avloppsinfiltration. VIAK AB. Malmö, Sverige.

**Eriksson, T.**, 1994. Nutrient cycling in energy forest plantations. Biomass and Bioenergy, 6:115-121.

**Hasselgren, K.**, 1999. Bevattning av energiskog med förbehandlat avloppsvatten - en hygienisk undersökning, projektbeskrivning. VBB VIAK, Sverige.

**Ingestad, T.**, 1988. A fertilization model based on the concepts of nutrient flux density and nutrient productivity. Scandinavian journal of forest research, 3:157-173

**Iskandar, I.K.**, 1981. Modeling wastewater renovation, land treatment. John Wiley and Sons inc. USA.

**Jansson, M., Andersson, R., Berggren, H. och Leonardsson, L.,** 1994. Wetlands and lakes as nitrogen traps. *Ambio* Vol. 23 No.6, 1994.

**Jansson, P-E.,** 1991. Simulation model for soil water and heat conditions. Institutionen för markvetenskap, rapport 165, SLU. Uppsala, Sverige.

**Jansson, P-E.,** 1998. Soil water and heat model. Technical description. Dep. of soil science. SLU. Uppsala, Sverige.

**Johansson, L-I.,** 1998. Avloppsrening med energiskog i Kvidinge. Åstorps kommun, Tekniska kontoret, Sverige.

**Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P.-E. & Paustian, K.,** 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agricultural Ecosystems Environment*. 18: 333-356.

**Johnsson, H.,** 1990. Nitrogen and water dynamics in arable soil. A modelling approach emphasizing nitrogen losses. Department of soil sciences, SLU. Uppsala, Sverige.

**Lewan, E.,** 1996. Evaporation, discharge and nitrogen leaching from a sandy soil in Sweden, Simulations and measurements at different scales in space and time. Department of soil sciences. SLU Reports and dissertations 27. Uppsala, Sverige.

**Lindroth, A. och Båth, A.,** 1999. Assessment of regional willow coppice in Sweden on basis of water availability. *Forest ecology and management*, 121:57-65.

**Lindroth, A. och Cienciala, E.,** 1996. Water use efficiency of short-rotation *Salix viminalis* at leaf, tree and stand scales. *Tree physiology*, 19.

**Lindroth, A., Verwijst, T., Halldin, S.** 1994. Water-use efficiency of willow: variation with season, humidity & biomass allocation. *Journal of hydrology*, Department of Ecology and Environmental Research, SLU. Uppsala, Sverige.

**Lundgren, L.,** 1974. Vattenförorening: debatten i Sverige 1890-1921. Lund, Sverige.

**Monitor 13. 1993.** Nordens miljö – tillstånd, utveckling och hot. Helsingborg, Sverige.

**Mualem Y.,** 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water resour. Res.*, 12:513-522.

**Naturvårdverket,** 1997. Kväve från land till hav, rapport 4735. Stockholm, Sverige.

**Nordström, A.,** 1983. Vattenförsörjning och avloppshantering. Lund, Sverige.

**Perttu, K. och Kowalik, P.,** 1989. Modelling of energy forestry: growth, water relations and economics. (editors Perttu, K och Kowalik P.J) Pudoc Wageningen. Nederländerna.

**Perttu, K och Kowalik, P.,** 1997. *Salix* vegetation filters for purification of waters and soils. *Biomass and Bioenergy* 12:9-19.

**Ramstedt, M.**, 1999. Bladrost – det allvarligaste sjukdomsproblemet för *Salix*. Växtskyddsnotiser 63:27-32. Tema: *Salix*. Sverige.

**Rytter, R-M. och Hansson, A-C.**, 1996. Seasonal amount, growth and depth distribution of fine roots in an irrigated and fertilized *Salix viminalis* L. plantation. I Rytter, 1997. Fine-root production and carbon and nitrogen allocation in basket willows. SLU. Uppsala, Sverige

**Smil, V.**, 1997. Cycles of life – civilization and the biosphere. New York, USA.

**Sprent, J.I.**, 1987. The ecology of the nitrogen cycle. Cambridge University Press. Storbritannien.

**Svalövs kommun, samhällsbyggnadskontoret och VBB VIAK**, 1998.

Bevattning av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten, resultat från 5-årig pilotstudie vid Kågeröds avloppsreningsverk. Svalövs kommun. Sverige.

**Svalövs kommun samhällsbyggnadskontoret, VBB VIAK**, 1999. Bevattning av energiskog med förbehandlat avloppsvatten – Fullskaleförsök vid Kågeröds reningsverk, Svalövs kommun. Projektnummer: 957837. Sverige.

## **Internet**

**Jansson, P-E.**, 2000.05.30; <http://www.gsf.de/ufis/ufis/modell63/modell.html>

## **Personliga kontakter**

**Aronsson, P.**, 1999. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala

**Daniel, E.**, 1999. Sveriges geologiska undersökning, Lund.

**Eckersten, H.**, 1999. Institutionen för ekologi och växtproduktionslära, SLU Uppsala.

**Eriksson, P.**, 2000. Limnologiska institutionen, Lunds Universitet.

**Hermansson, Å.**, 1999. Samhällsbyggnadskontoret, Svalövs kommun.

**Lindroth, A.**, 1999 och 2000. Naturgeografiska institutionen, Lunds Universitet.

**Persson, M.**, 1999. Sveriges geologiska undersökning, Lund.



## Appendix I

De viktigaste parameterinställningar och värden som använts vid kvävesimuleringarna visas i tabellerna nedan, för fullständiga inställningar och värden hänvisas till App. IV.

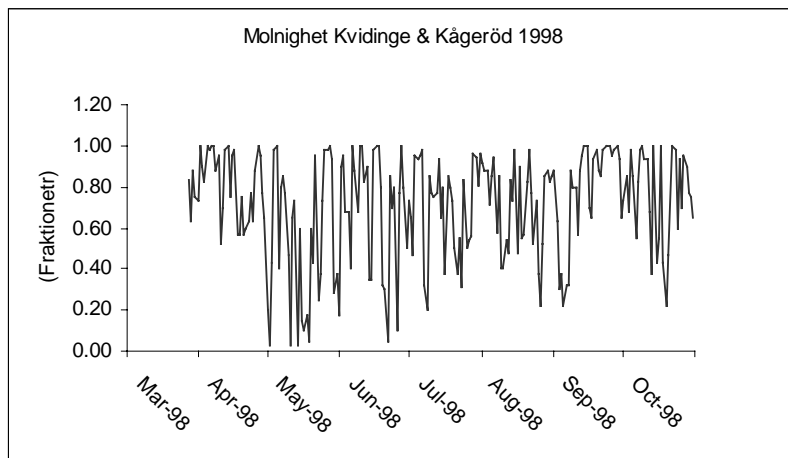
	Parameterdel	Inställning
<b>Inställningar</b>		
Potentiell transpiration	Displacement RS-metod Skrovlighet	f(krontäcke) Lohammarekv. f(krontäcke)
Meteorologiska data	Rel.luftfukt. Nederbörd Solinstrålning Temperatur Luftfuktighet	Drivande variabel Drivande variabel Beräknade Drivande variabel Som rel. luftfuktighet
Markorganiska processer	C/N-kvotens influens Mikrober	På konsumtion av förna
Växt	Albedo, växt	Parametrar
Extern N input	N deposition N fertilisering	På På
Planttillväxt	Tillväxt (WUE) Allokering av löv N-fixering Perenn växt Resp Temp respons	Vattenanvändningseffektivitet ExpFunkt av löv/stam På På Hela Q10 intervallet
Modellstruktur	Evaporation Grundvattenflöde Bevattning Kväve och Kol Växttyp Vattnekvation	På På Drivande variabel Dynamisk interaktion med abiota "Explicit single big leaf" På
Markens mineral-N processer	Ammoniumrörlighet Djupfördeln. för denitr. Temp.respons för denit. Temp. respons för nitrif Frostpåverkan	Linjär isoterm Exponentiell Hela Q10 intervallet Hela Q10 intervallet Av
Markevaporation	Evaporations metod	PM-ekvation (1 Par)
Dränering och djup perkolation	Empirisk Dränerings ekvation "LboundSaturated"	På Läckage

## Parametrar

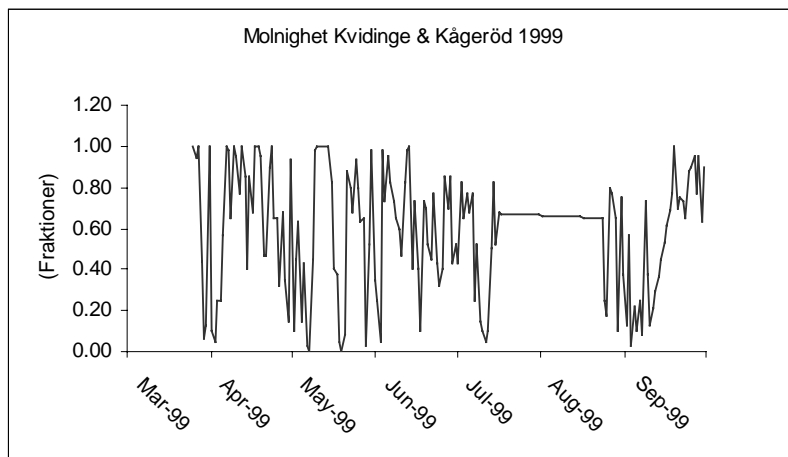
Potentiell transpiration	Kond. Max	0,015 m/s
	Kond. Ris	1,18e+7 J/m <sup>2</sup> /dag
Bevattning	Markbevattnings <i>F</i>	0,9
Meteorologiska data	Referens höjd	7 m
Externa N input	Torr dep. N	0,003 g/m <sup>2</sup> /dag
	Våt dep. N (konc.) 1,25	mg N /l
	N-dep. Till löv	0,0028 g/m <sup>2</sup> /dag
	NH <sub>4</sub> - dep. Frakt. Våt.	0,5
	NH <sub>4</sub> -dep. Fraktion	0,165
Markens mineral-N processer	Potentiell denit.hastighet	0,2 g/m <sup>2</sup> /dag
	Initial NH <sub>4</sub> konc	1 mg N/l vatten
	Initial NO <sub>3</sub> konc	0,98 mg N/l vatten
	"NuptMaxAvailFrac"	0,1 °C
	NO <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> -kvot	1
Vattenuptag	Minsta luftinnehåll	0 vol%

	Dagnr.	Albedo	Trädhöjd	LAI	Rotdjup
Kågeröd 1998	86	10	2	0	- 0,5
	196	20	2,5	6	- 0,7
	258	20	3	6	- 0,7
	304	15	3	1	- 0,7
Kågeröd 1999	84	10	3	0	- 0,6
	150	20	3,5	6	- 0,7
	212	20	3,5	6	- 0,7
	263	20	4	6	- 0,7
	273	20	4,5	3	- 0,7
Kvidinge 1998	86	10	2	0	- 0,5
	196	20	2,5	4	- 0,7
	258	20	3	4	- 0,7
	304	15	3	1	- 0,7
Kvidinge 1999	84	10	3	0	- 0,6
	150	20	3,5	3	- 0,7
	212	20	3,5	4	- 0,7
	263	20	4	4	- 0,8
	273	15	4,5	4,5	- 0,8

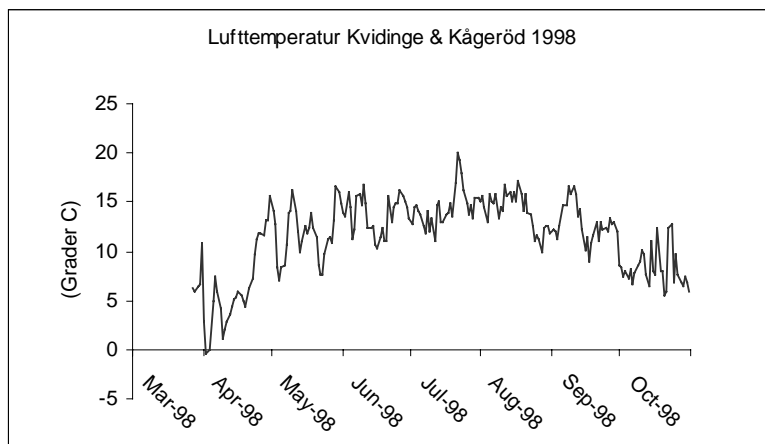
## Appendix II



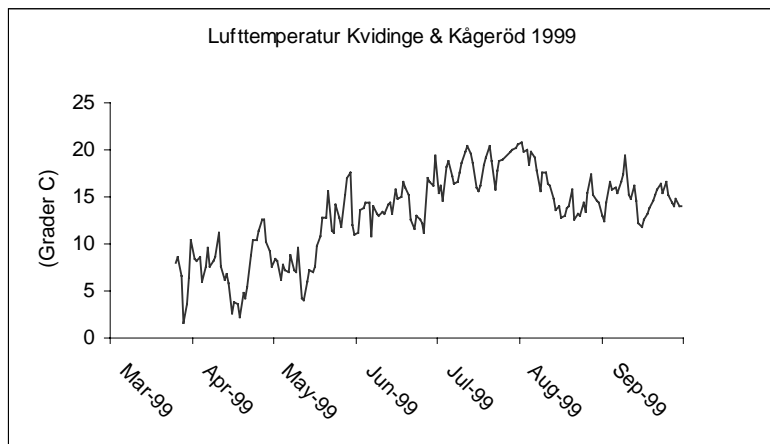
Figur 47. Molnigheten i Kvidinge och Kågeröd 1999 (Värden från SMHI).



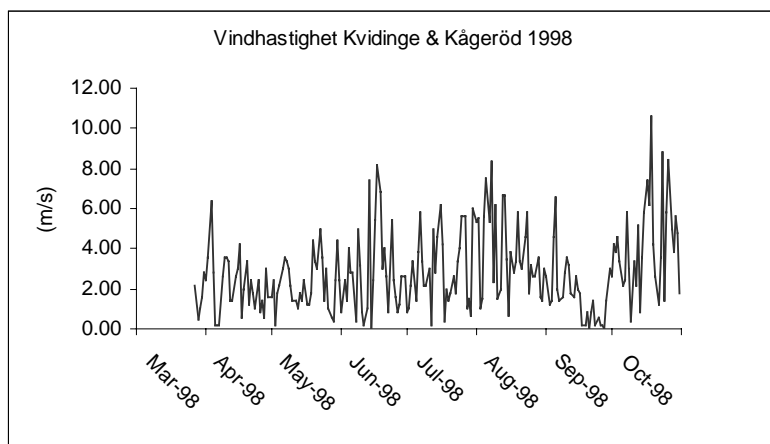
Figur 48. Molnighet i Kvidinge och Kågeröd 1999 (Värden från SMHI).



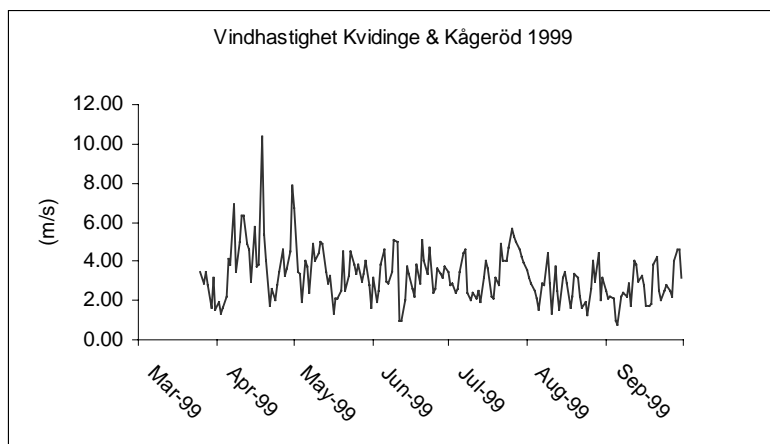
Figur 49. Lufttemperatur i Kvidinge och Kågeröd 1998 (Värden från SMHI).



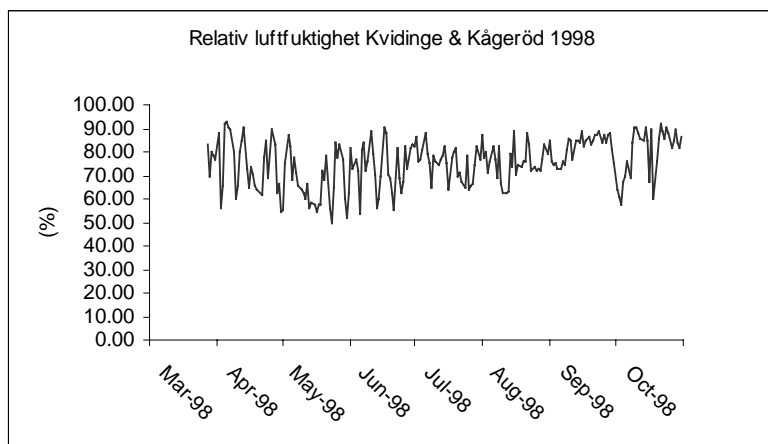
Figur 50. Lufttemperatur i Kvidinge och Kägeröd 1999 (Värden från SMHI).



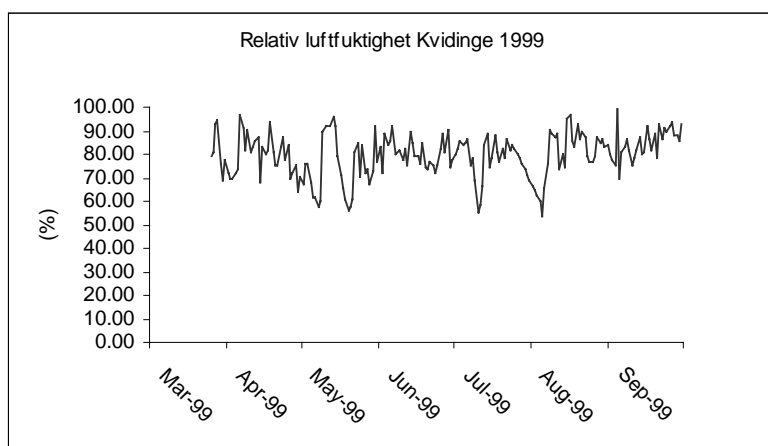
Figur 51. Vindhastighet i Kvidinge och Kägeröd 1998 (Värden från SMHI).



Figur 52. Vindhastighet i Kvidinge och Kägeröd 1999 (Värden från SMHI).



Figur 53. Relativ luftfuktighet i Kvidinge och Kågeröd 1998 (Värden från SMHI).



Figur 54. Relativ luftfuktighet i Kvidinge och Kågeröd 1999 (Värden från SMHI).

## Appendix III

---

Grundvattennivån har mätts kontinuerligt i Kvidingeodlingen. Värden från Kågeröd har ej funnits att tillgå. Mätningarna i Kvidinge har gjorts på fyra olika platser med skilda höjder över havet. Provpunkterna nedan är ordnade efter höjd över havet, med högsta längst till vänster (M2) och lägsta näst längst till höger (M8). Simulerad grundvattennivå ses längst till höger.

Tabell 5. Grundvattennivåerna i Kvidinge 1998 och 1999.

Datum	Provpunkter				Simulerat djup
	M2	M3	M7	M8	
1998.11.11	1.53	1.82	3.3	1.66	0.6
1999.04.12	1.65	2.4	4	1.15	1.5
1999.09.14	1.58	2.75	4	1.6	1

## Appendix IV

---

*Lunds Universitets Naturgeografiska institution. Seminarieuppsatser. Uppsatserna finns tillgängliga på Naturgeografiska institutionens bibliotek, Sölvegatan 13, 223 62 LUND.*

The reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography, University of Lund, Sölvegatan 13, S-223 62 Lund, Sweden.

1. Pilesjö, P. (1985): Metoder för morfometrisk analys av kustområden.
2. Ahlström, K. & Bergman, A. (1986): Kartering av erosionskänsliga områden i Ringsjöbygden.
3. Huseid, A. (1986): Stormfällning och dess orsakssamband, Söderåsen, Skåne.
4. Sandstedt, P. & Wällstedt, B. (1986): Krankesjön under ytan - en naturgeografisk beskrivning.
5. Johansson, K. (1986): En lokalklimatisk temperaturstudie på Kungsmarken, öster om Lund.
6. Estgren, C. (1987): Isälvsstråket Djurfälla-Flädermo, norr om Motala.
7. Lindgren, E. & Runnström, M. (1987): En objektiv metod för att bestämma läplanteringsläverkan.
8. Hansson, R. (1987): Studie av frekvensstyrd filtringsmetod för att segmentera satellitbilder, med försök på Landsat TM-data över ett skogsområde i S. Norrland.
9. Matthiesen, N. & Snäll, M. (1988): Temperatur och himmelsexponering i gator: Resultat av mätningar i Malmö.
- 10A. Nilsson, S. (1988): Veberöd. En beskrivning av samhällets och bygdens utbyggnad och utveckling från början av 1800-talet till vår tid.
- 10B. Nilson, G., 1988: Isförhållande i södra Öresund.
11. Tunving, E. (1989): Översvämning i Murcia provinsen, sydöstra Spanien, november 1987.
12. Glave, S. (1989): Termiska studier i Malmö med värmebilder och konventionell mätutrustning.
13. Mjölbo, Y. (1989): Landskapsförändringen - hur skall den övervakas?
14. Finnander, M-L. (1989): Vädrets betydelse för snöavsmältningen i Tarfaladalen.
15. Ardö, J. (1989): Samband mellan Landsat TM-data och skogliga beståndsdata på avdelningsnivå.
16. Mikaelsson, E. (1989): Byskeälvens dalgång inom Västerbottens län. Geomorfologisk karta, beskrivning och naturvärdesbedömning.
17. Nhilen, C. (1990): Bilavgaser i gatumiljö och deras beroende av vädret. Litteraturstudier och mätning med DOAS vid motortrafikled i Umeå.
18. Brasjö, C. (1990): Geometrisk korrektion av NOAA AVHRR-data.
19. Erlandsson, R. (1991): Vägbanetemperaturer i Lund.
20. Arheimer, B. (1991): Näringsläckage från åkermark inom Brååns dräneringsområde. Lokalisering och åtgärdsförslag.
21. Andersson, G. (1991): En studie av transversalmoräner i västra Småland.
- 22A. Skillius, Å., (1991): Water harvesting in Bakul, Senegal.
- 22B. Persson, P. (1991): Satellitdata för övervakning av höstsådda rapsfält i Skåne.
23. Michelson, D. (1991): Land Use Mapping of the That Luang - Salakham Wetland, Lao PDR, Using Landsat TM-Data.
24. Malmberg, U. (1991): En jämförelse mellan SPOT- och Landsatdata för vegetationsklassning i Småland.
25. Mossberg, M. & Pettersson, G. (1991): A Study of Infiltration Capacity in a Semiarid Environment, Mberengwa District, Zimbabwe.



26. Theander, T. (1992): Avfallsupplag i Malmöhus län. Dränering och miljöpåverkan.
27. Osaengius, S. (1992): Stranderosion vid Löderups strandbad.
28. Olsson, K. (1992): Sea Ice Dynamics in Time and Space. Based on upward looking sonar, satellite images and a time series of digital ice charts.
29. Larsson, K. (1993): Gully Erosion from Road Drainage in the Kenyan Highlands. A Study of Aerial Photo Interpreted Factors.
30. Richardson, C. (1993): Nischbildningsprocesser - en fältstudie vid Passglaciären, Kebnekaise.
31. Martinsson, L. (1994): Detection of Forest Change in Sumava Mountains, Czech Republic Using Remotely Sensed Data.
32. Klintenberg, P. (1995): The Vegetation Distribution in the Kärkevagge Valley.
33. Hese, S. (1995): Forest Damage Assessment in the Black Triangle area using Landsat TM, MSS and Forest Inventory data.
34. Josefsson, T. och Mårtensson, I. (1995). A vegetation map and a Digital Elevation Model over the Kapp Linné area, Svalbard -with analyses of the vertical and horizontal distribution of the vegetation
35. Brogaard, S och Falkenström, H. (1995). Assessing salinization, sand encroachment and expanding urban areas in the Nile Valley using Landsat MSS data.
36. Krantz, M. (1996): GIS som hjälpmedel vid växtskyddsrådgivning.
37. Lindegård, P. (1996). VINTERKLIMAT OCH VÅRBAKSLAG. Lufttemperatur och kådflödessjuka hos gran i södra Sverige.
38. Bremborg, P. (1996). Desertification mapping of Horqin Sandy Land, Inner Mongolia, by means of remote sensing.
39. Hellberg, J. (1996). Förändringsstudie av jordbrukslandskapet på Söderslätt 1938-1985.
40. Achberger, C. (1996): Quality and representability of mobile measurements for local climatological research.
41. Olsson, M. (1996): Extrema lufttryck i Europa och Skandinavien 1881-1995
42. Sundberg, D. (1997): En GIS-tillämpad studie av vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark.
43. Liljeberg, M. (1997): Klassning och statistisk separabilitetsanalys av marktäckningsklasser i Halland, analys av multivariata data Landsat TM och ERS-1 SAR.
44. Roos, E. (1997): Temperature Variations and Landscape Heterogeneity in two Swedish Agricultural Areas. An application of mobile measurements.
45. Arvidsson, P. (1997): Regional fördelning av skogsskador i förhållande till mängd SO<sub>2</sub> under vegetationsperioden i norra Tjeckien.
46. Akselsson, C. (1997): Kritisk belastning av aciditet för skogsmark i norra Tjeckien.
47. Carlsson, G. (1997): Turbulens och supraglacial meandering.
48. Jönsson, C. (1998): Multitemporala vegetationsstudier i nordöstra Kenya med AVHRR NDVI
49. Kolmert, S. (1998): Evaluation of a conceptual semi-distributed hydrological model – A case study of Hörbyån.
50. Persson, A. (1998): Kartering av markanvändning med meteorologisk satellitdata för förbättring av en atmosfärisk spridningsmodell.
51. Andersson, U. och Nilsson, D. (1998): Distributed hydrological modelling in a GIS perspective – an evaluation of the MIKE SHE model.
52. Andersson, K. och Carlstedt, J. (1998): Different GIS and remote sensing techniques for detection of changes in vegetation cover - A study in the Nam Ngum and Nam Lik catchment areas in the Lao PDR.

53. Andersson, J., (1999): Användning av global satellitdata för uppskattning av spannmålsproduktion i västafrikanska Sahel.
54. Flodmark, A.E., (1999): Urban Geographic Information Systems, The City of Berkeley Pilot GIS
- 55A. Lyborg, Jessic & Thurfell, Lilian (1999): Forest damage, water flow and digital elevation models: a case study of the Krkonose National Park, Czech Republic.
- 55B. Tagesson, I., och Wramneby, A., (1999): Kväveläckage inom Tolångaåns dräneringsområde – modellering och åtgärdssimulering.
56. Almqvist, E., (1999): Högfrekventa tryckvariationer under de senaste århundradena.
57. Alstorp, P., och Johansson, T., (1999): Översiktlig buller- och luftföroreningsinventering i Burlövs Kommun år 1994 med hjälp av geografiska informationssystem – möjligheter och begränsningar.
58. Mattsson, F., (1999): Analys av molnklotter med IRST-data inom det termala infraröda våglängdsområdet
59. Hallgren, L., och Johansson, A., (1999): Analysing land cover changes in the Caprivi Strip, Namibia, using Landsat TM and Spot XS imagery.
60. Granhäll, T., (1999): Aerosolers dygnsvariationer och långväga transporter.
61. Kjellander, C., (1999): Variations in the energy budget above growing wheat and barley, Ilstorp 1998 - a gradient-profile approach
62. Moskvitina, M., (1999): GIS as a Tool for Environmental Impact Assessment - A case study of EIA implementation for the road building project in Strömstad, Sweden
63. Eriksson, H., (1999): Undersökning av sambandet mellan strålningstemperatur och NDVI i Sahel.
64. Elmqvist, B., Lundström, J., (2000): The utility of NOAA AVHRR data for vegetation studies in semi-arid regions.
65. Wickberg, J., (2000): GIS och statistik vid dräneringsområdesvis kväveläckagebeskrivning i Halland
66. Johansson, M., (2000): Climate conditions required for re-glaciation of cirques in Rassepautasjtjåkka massif, northern Sweden.
67. Asserup, P., Eklöf, M., (2000): Estimation of the soil moisture distribution in the Tamne River Basin, Upper East Region, Ghana.
68. Thern, J., (2000): Markvattenhalt och temperatur i sandig jordbruksmark vid Ilstorp, centrala Skåne: en mättnings- och modelleringsstudie.
69. Andersson, C., Lagerström, M., (2000): Nitrogen leakage from different land use types - a comparison between the watersheds of Graisupis and Vardas, Lithuania.
70. Svensson, M., (2000): Miljökonsekvensbeskrivning med stöd av Geografiska Informationssystem (GIS) – Bullerstudie kring Malmö-Sturup Flyplats.
71. Hyltén, H.A., Uggla, E., (2000): Rule-Based Land Cover Classification and Erosion Risk Assessment of the Krkonoše National Park, Czech Republic.
72. Cronquist, L., Elg, S., (2000): The usefulness of coarse resolution satellite sensor data for identification of biomes in Kenya.
73. Rasmusson, A.-K., (2000) En studie av landskapsindex för kvantifiering av rumsligalandskapsmönster.
74. Olofsson, P., Stenström, R., (2000): Estimation of Leaf Area Index in Southern Sweden with Optical Modelling and a Landsat 7 ETM+ Scene.
75. Uggla, H., (2000): En analys av nattliga koldioxidflöden i en boreal barrskog avseende spatial och temporal variation.
76. Andersson, E. & Andersson, S., (2000) Modellerade och uppmätta kväveflöden i energiskog som bevattnas med avloppsvatten.