

Seminarieuppsatser nr 138

Kvalitetsbedömning av kväveretentionen i nyanlagda våtmarker i Skåne

En studie av våtmarker anlagda med LBU-projektstöd år
2001 till 2006



Verena Maichel

2007
Centrum för Geobiosfärvetenskap
Naturgeografi och Ekosystemanalys
Lunds Universitet
Sölvegatan 12
223 62 Lund



Kvalitetsbedömning av kväveretentionen i nyanlagda våtmarker i Skåne

- En studie av våtmarker anlagda med LBU-projektstöd år 2001 till 2006 -

Verena Maichel, 2007

En magisteruppsats i ämnet naturgeografi och ekosystemanalys

Handledare:
Lukas Österling
Jens Morin
Vattensektionen

Länsstyrelsen i Skåne län, Malmö

Handledare:
Andreas Persson
GIS-centrum

Institution för Naturgeografi och Ekosystemanalys
Lunds universitet

Abstract

Wetlands are regarded as cheap and effective measures against the problem of overfertilization in the seas (especially the Baltic sea) caused by deposition of mainly phosphorus and nitrogen. During the last six years (2001-2006) 300 new wetlands were constructed in the countryside of Scania within a project of the land-developing program (LBU). In this report 73 of those 300 wetlands were investigated to prove and compare their effectivity in nitrogen removal related to the invention costs. Regional correlations were tried to find.

It occurred that nitrogen removal costs less than 50 SEK per kg and year in 37 wetlands. 14 wetlands have an effectivity of 50 to 200 SEK/kg/ha per year or even more, which is to be considered expensive. There was no significant correlation between the wetlands cost effectivity and their location in the countryside. Nevertheless, the southern coast and the northwestern part of Scania are dominated by the wetlands that are most effective. Most of the wetlands with the highest nitrogen removal were found in the middle of Scania in Kävlinge rivers drainage system.

Nitrogen removal is most dependent on the nitrogen load of its drainage system. Nitrogen load depends on the size of the drainage system and the amount of agriculture in landuse. Soils don't have much effect on the results. Nitrogen removal is influenced by the wetland's form and size. Cost effectivity is most dependent on the invention costs that vary a lot.

Sammanfattning

Våtmarker har en förmåga att avskilja kväve. I Skåne anlades därför 300 nya våtmarker under åren 2001 till 2006 som åtgärd mot övergödningen i haven. Det finns olika faktorer som påverkar hur mycket kväve som kan avskiljas. För att kunna bedöma om våtmarkerna är effektiva kvävefällor, beräknades och jämfördes i denna studie intensiteten av kvävereningen per hektar vattenyta och år. Dessutom jämfördes kostnaderna för att avskilja ett kilo kväve i de 51 analyserade våtmarkerna som anlades efter år 2002.

Kväveretentionen (förmågan att avskilja kväve) är beroende på kvävebelastningen vilken i sin tur påverkas av tillrinningsområdets storlek samt dess markanvändning. Men även våtmarkens öppna vattenyta och dess utformning bestämmer över i vilken omfattning kväveretention kan ske i en våtmark. Jordarten i tillrinningsområdet har däremot visat sig knappt ha någon påverkan. Våtmarksområdets storlek är oberoende av tillrinningsområdets storlek.

De undersökta våtmarkerna har ganska höga retentionsvärde mellan 170 och 1800 kg N/ha och år. Om man jämför kväveretentionen med anläggningskostnaderna från en våtmark, visar det sig att över en period på 20 år så kostar ett kilo avskilt kväve per hektar vattenyta mindre än 50 kronor i 37 av de undersökta våtmarkerna. Dessa 37 kan därför betraktas som kostnadseffektiva.

Det kunde inte hittas något tydligt regionalt samband i fördelningen av de mest kostnadseffektiva våtmarkerna. Men man kan ändå se att vid sydkusten och i nordvästra delen av Skåne är de flesta av de nyanlagda våtmarkerna kostnadseffektiva. Våtmarkerna med de högsta kväveretentionsvärdena hittas däremot i Kävlingeåns avrinningsområde i mitten av Skåne.

Metoderna i det här arbetet baserar sig på satellitbildstolkning, GIS-analyser och resultat från andra studier. Våtmarkernas tillrinningsområden modellerades med hjälp av ArcHydroTool, vilket underlättade analysen betydligt. Metodiken innehåller ändå felkällor som måste tas hänsyn till. För planeringen av våtmarksanläggning i framtiden gäller det att den permanent öppna vattenytan ska vara optimal utformad samt att ha noggranna kunskaper om tillrinningsområdets gränser och andelen åkermark i tillrinningsområdet.

Innehåll

Abstract	ii
Sammanfattning	iii
Innehåll	iv
1. Introduktion	1
2. Syfte	2
3. Bakgrund	3
3.1 Beskrivning av våtmarkerna.....	3
3.2 Kvävet kretslopp.....	6
3.3 Kvävebelastning.....	7
3.4 Kväveretention.....	7
3.5 Kostnadseffektivitet.....	9
4. Metod	10
4.1 Data.....	10
4.2 Tillrinningsområde.....	11
4.3 Jordart och markanvändning.....	13
4.4 Beräkning av kväveläckaget.....	14
4.5 Öppen vattenyta.....	16
4.6 Hydraulisk effektivitet.....	16
4.7 Beräkning av kväveretentionen.....	16
4.8 Kväveretention nedströms.....	17
4.9 Kostnadseffektivitet.....	20
5. Resultat	21
5.1 Tillrinningsområde.....	21
5.2 Jordart och markanvändning.....	23
5.3 Öppen vattenyta.....	25
5.4 Kvävebelastning.....	26
5.5 Retention.....	28
5.6 Retention nedströms.....	30
5.7 Kostnadseffektiviteten.....	31
6. Diskussion	35
6.1 Felkällor.....	35
6.2 Utvärdering av resultaten.....	38
6.3 Förslag för efterföljande studier.....	41
7. Slutsatser	43
Tack	44
Referenser	45
Bilaga	48

1. Introduktion

Övergödning i haven och större sjöar är idag ett stort problem i södra Sverige. Under sommaren 2006 varnades allmänheten flera gånger för att bada i havet vid Skånes syd- och ostkust eftersom blåalger blommade och bredde ut sig. Blåalger är ett resultat av övergödning i haven eftersom de gynnas av kväve- och fosfortillförsel. Men övergödningens problematik visar sig även i syrefria bottenar som tillväxt av cyanobakterier samt fisk- och skaldjursdöd (Ståhl-Debanco & Persson, 2005). I sjöar leder övergödningen till ökad produktion och biomassa av växter och djur vilket leder till en högre syrgasförbrukning (Wiederholm, 1999). Vattenkvaliteten försämras betydligt. I Skåne är belastningen av närsalter särskilt hög på grund av en hög andel jordbruk och rätade vattendrag vilket leder till en snabb avrinning och ökad transport av närsalter till haven. Miljö kvalitetsmålet för Skåne *Ingen övergödning*, som beslutades 1994 av svenska riksdagen, hade syftet att minska kvävetransporten till haven söder om Ålands hav med 30 procent och fosfortransporten med 20 procent till år 2006 (Länsstyrelsen i Skåne Län, 2006).

Våtmarker anläggs på grund av deras förmåga att avskilja närsalter och därmed förbättra vattenkvaliteten (Länsstyrelsen i Skåne Län, 2006; Theil-Nielsen et al., 2005). De har visat sig vara effektiva och enkla kvävefällor vilka minskar kvävetransporten från tillrinningsområdet till havet eller större sjöar med eutrofieringsproblem (Svensson et al., 2004; Jansson et al., 1994). Samtidigt har våtmarker många andra positiva effekter som t ex att magasinera vatten, att öka den biologiska mångfalden eller att skapa naturupplevelse för människan.

Mellan år 2000 och 2010 ska därför 2500 ha våtmark restaureras eller nyanläggas i Skånes odlingslandskap (Länsstyrelsen i Skåne Län, 2006). Under åren 2001 till 2006 pågick ett landsbyggsutvecklingsprogram (LBU) med projektstöd för våtmarker. Inom detta program finansierades nyanläggningen av totalt ca 850 ha våtmarksområde med 75 miljoner kronor. En del av våtmarkerna skapades med huvudsyftet att öka den biologiska mångfalden. Runt 300 våtmarker anlades dock med huvudsyftet att avskilja närsalter från jordbruksmark. Ansökningarna för projektstöd prioriteras utgående från en regional prioriteringsordning för att uppnå största möjliga miljönytta. Projektstöd av maximal 90 % beviljas enbart om kostnaderna för anläggningen är lägre än 200 000 SEK per ha våtmark. Programmet stöds av EU som har ett intresse i nyanläggning och återskapning av våtmarker för att förbättra miljö- och livskvaliteten och speciellt för att förbättra situationen i östersjön.

Hittills har det inte gjorts många uppföljningar av de nyanlagda våtmarkerna i Skåne. De två viktigaste processerna i våtmarkerna när det gäller *näringsrening* är kväve- och fosforretentionen. Fosforretentionen är dock mer komplicerat att beräkna än kväveretentionen eftersom det inte har hittats några tydliga samband till andra faktorer (Svensson et al., 2004). Därför valdes i det här examensarbetet 73 våtmarker med huvudsyftet *näringsrening* ut för att undersöka enbart kväveretentionen. Hur mycket kväve avskiljs per ha våtmark och år och vad kostar ett kilogram kväveretention per hektar och år? Hänsyn tas till våtmarkens storlek, utformning och tillrinningsområde samt läge uppströms en större sjö. Kväveretention i våtmarker i södra Sverige har redan tidigare undersökts i flera studier. Därför är det i den här studien möjligt att beräkna kväveretentionen i de undersökta, nyanlagda våtmarkerna med hjälp av schabloner och formler. Beräkningsvärdena kommer att baseras på digital data som tas fram genom analyser med hjälp av Arc GIS och Arc Hydro Tool samt på data över de olika våtmarkerna som finns i våtmarkregistret på länsstyrelsen i Skåne län.

2. Syfte

Syftet av studien är att göra en utvärdering av hur kostnadseffektiva de anlagda våtmarkerna är och att undersöka om det finns något regionalt samband. Kostnadseffektivitet definieras som kostnaden för retentionen av ett kilogram kväve per hektar våtmark och år. Förutom undersökningen av kostnadseffektiviteten finns följande fem delsyften i studien:

- Hur mycket påverkar markanvändningen, jordarten och tillrinningsområdets storlek samt den aktiva vattenytans storlek kväveretentionen och kostnadseffektiviteten?
- Hur stor ska en våtmark vara i förhållande till tillrinningsområdets storlek för att vara en kostnadseffektiv kvävefälla?
- Ett verktyg skapas för att i framtiden kunna bedöma ansökningar om anläggning av nya våtmarker. Vilka projekt ska realiseras och stödjas för att använda pengarna på ett effektivt sätt?
- Är de använda metoderna lämpliga för att beräkna en våtmarks kväveretention och kostnadseffektivitet?
- Är det möjligt att hitta regionala samband? Finns det områden i Skåne som är mer lämpliga för våtmarksanläggning än andra?

Hypotesen är att våtmarkerna i nordöstra delen av Skåne inte är lika effektiva kvävefällor eftersom markanvändningen mest är skog och kvävebelastningen bör vara mindre än i södra delen där markanvändningen huvudsakligen är åkermark.

3. Bakgrund

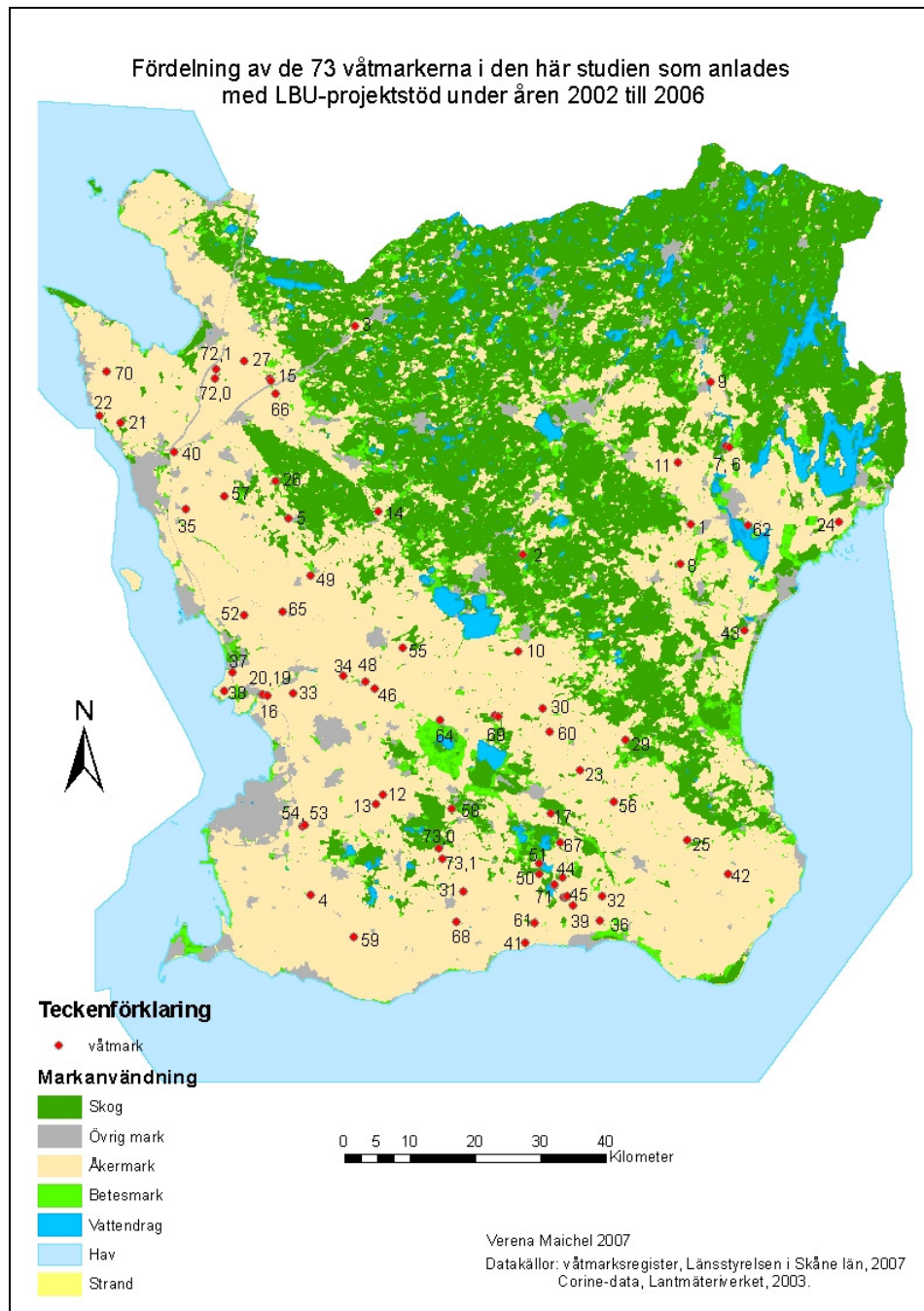
Det finns olika definitioner av våtmarker. Enligt definitionen som hittades i de yngre literaturkällorna är våtmarker i Nordeuropa och Nordamerika områden ”där vattnet under en stor del av året finns nära under, i eller strax över markytan” (Naturvårdsverket, 2003: 12) och ”där hydrofil (vattenälskande) vegetation täcker mer än 50 procent av den vegetationstäckta ytan” (Lagerkvist, 2004: 11; Löfroth, 1991). Enligt Ramsar-konventionen hör även sjöar, vattendrag och grunda havsområden med 6 meters djup till våtmarker (Naturvårdsverket, 2003; Lönngrén, 1994). Det ska dock beaktas att de nya våtmarkerna anlades som dammar och vegetationen har i många fall inte här hunnit etablera sig på 50 % av våtmarksområdet.

3.1 Beskrivning av våtmarkerna

Till den här undersökningen valdes 73 objekt ut med huvudsyftet näringsrening. Att inte alla de 300 nyanlagda våtmarkerna har undersökts beror i stort sett på den använda metodiken, dvs. att kväveretentionen inte mättes i fält utan beräknades med hjälp av modeller. Det finns t.ex. våtmarker som anlades bredvid ett vattendrag som sidodamm. Det betyder att en del av vattendragets flöde leds genom våtmarken. I sidodammar är det därför svårt att beräkna kväveretentionen eftersom inte allt vatten från tillrinningsområdet leds genom våtmarken, vilket gör det nästan omöjligt att beräkna kvävebelastningen utan att mäta den i fält. Sidodammar har därför lämnats i undersökningen. Dessutom ansågs de äldsta våtmarkerna inte lämpliga eftersom det i början av projektet (2001) beviljades ekonomiskt stöd till alla ansökande. Det skedde ingen särskild avvägning av vilka våtmarksprojekt som var mest lämpliga att genomföra för att nå bäst effektivitet av närsaltsretentionen.

I bilaga, tabell 11 (sidan 50) visas en lista med alla våtmarker som undersöktes i detta examensarbete. Våtmarkerna ligger fördelade över hela Skåne (se figur 1). En stor del anlades i den öppna jordbruksmarken eftersom kvävebelastningen är högre där. Bara några få objekt anlades i skogsbygden. Det förklarar varför det knappt finns nyanlagda våtmarker med näringsrening som huvudsyfte i norra delen av Skåne. Alla våtmarker anlades som dammar med en permanent öppen vattenyta. De har skapats genom grävning eller uppdämning och vattenståndet varierar under året. Våtmarksområdena, som beskriver vattenytan samt skyddszonen runt omkring, varierar från 0,21 till 19,23 ha. De flesta våtmarkerna har en liten area mellan 1 till 4 ha. Enbart två av de 73 våtmarker har en area över 10 ha.

Våtmarkerna får sitt vatten till största del från grundvattnet, markvattnet, dräneringsdike eller vattendrag. Alla våtmarker har minst ett inlopp och minst ett utlopp. Våtmarkernas utformning varierar, vissa våtmarker är t.ex. runda medan andra är smala och avlånga. Några våtmarker har t.o.m. en ö vilket kan vara gynnsamt för fåglar (Gårdö & Wiiburg, 2001) men som även kan förbättra våtmarkens aktiva vattenyta (Tonderski et al., 2002). Våtmarkerna har anlagts genom schaktning eller genom uppdämning beroende på landskapet och jordarten på anläggningsplatsen. Medeldjupet ligger ungefär vid 0,5 m.

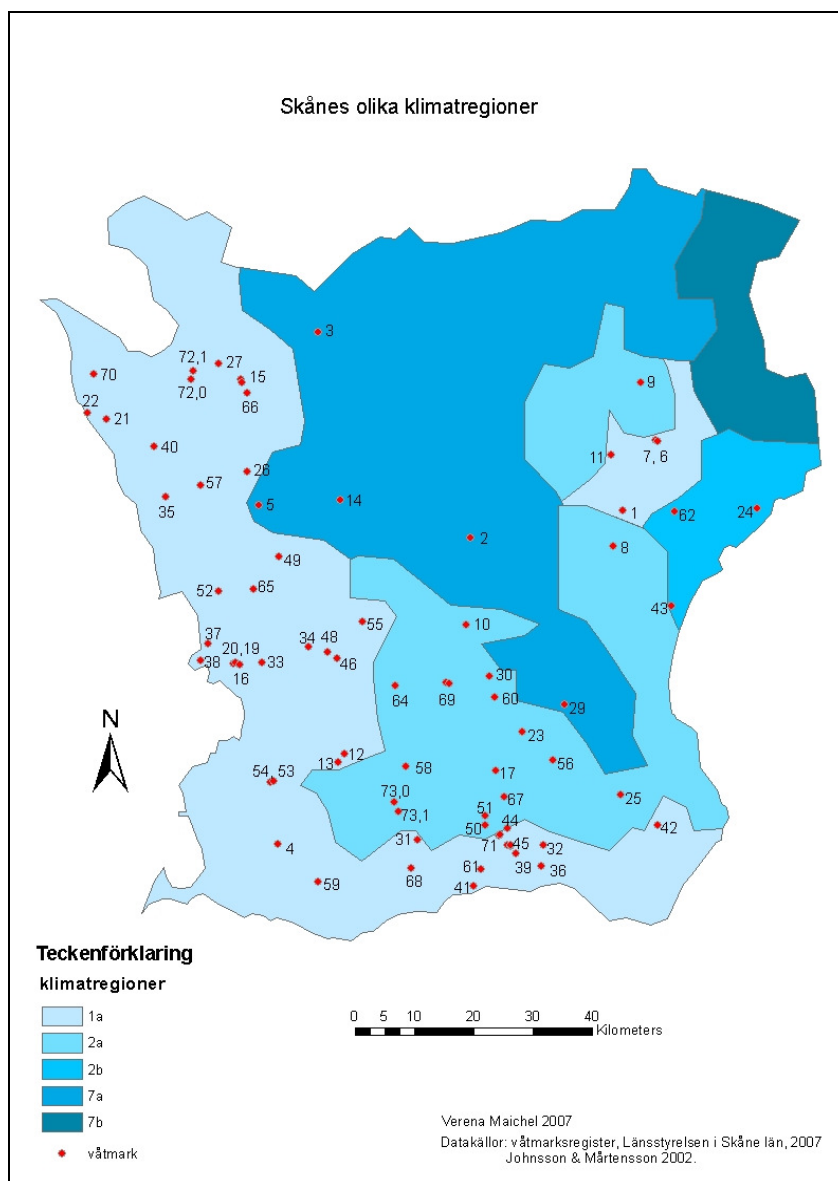


Figur 1: Fördelning av de 73 i den här studien undersökta våtmarker som anlades med LBU-stöd mellan år 2002 och 2006 i Skåne med huvudsyftet *näringsrening*. Nästan alla anlades i odlingslandskapet.

Klimatet skiljer sig mellan våtmarkerna och man delar in Skåne i fyra olika klimatområden: 1a) Skåne slättbygd dvs. kustområdena, 2a) Sydsvenska mellanbygden, Skånedelen, 2b) Sydsvenska mellanbygden, Blekinge- och Kalmardelen och 7a) Sydsvenska höglandet, västra delen (se figur 2). De genomsnittliga årsmedeltemperaturerna, nederbörds- samt avrinningsvärdena visas i tabell 1. Ju högre avrinning desto högre är kväveläckaget från marken och därmed kvävebelastningen (Lagerkvist, 2004; Länsstyrelsen för västra Götalands län, 2007).

Tabell 1: Temperatur, nederbörds- och avrinningsvärden av de olika klimatområdena i Skåne
 Källa: Johnsson & Mårtensson, 2002.

Klimatområde	Årsmedeltemperatur (°C)	Årsmedelnederbörd (mm)	Årsmedelavrinning (mm)
Skåne slättbygd	8	750	290
Sydsvenska mellanbygden, Skånedelen	8	800	310
Sydsvenska mellanbygden, Blekinge- och Kalmardelen	7	650	190
Sydsvenska höglandet, västra delen	6	900	430

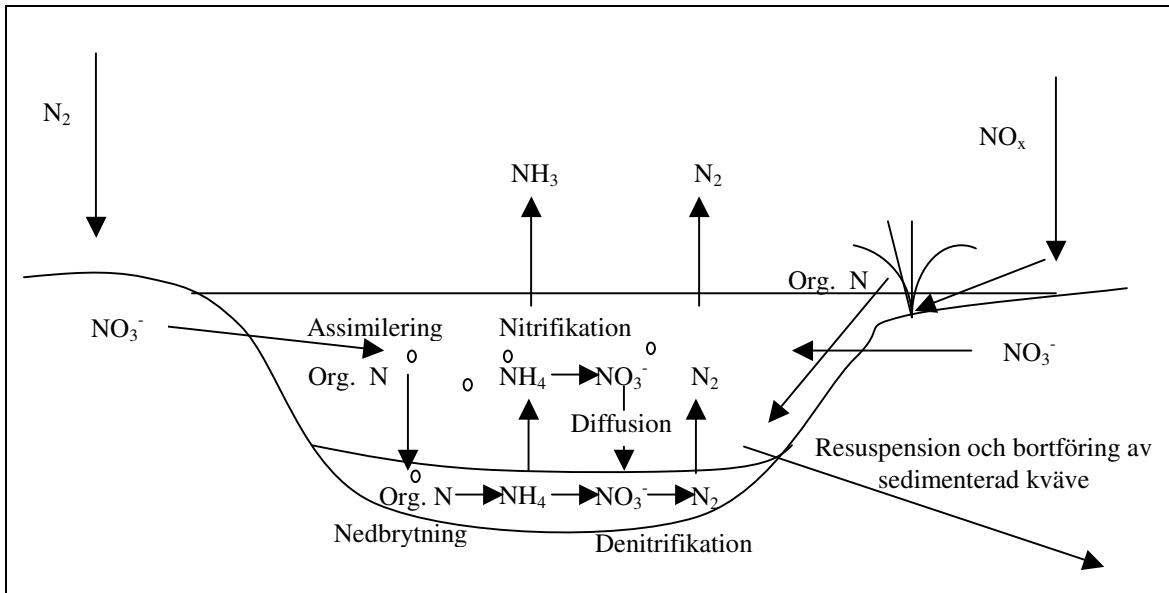


Figur 2: Våtmarkernas läge i de olika klimatområdena i Skåne, där 1a: Skåne slättbygd, 750 mm; 2a: Sydsvenska mellanbygden, Skånedelen, 800 mm; 2b: Sydsvenska mellanbygden, Blekinge- och Kalmardelen, 650 mm; 7a: Sydsvenska höglandet, västra delen, 900 mm och 7b: Sydsvenska höglandet, östra delen, 700 mm.

3.2 Kvävetts kretslopp

Kväveföreningar förekommer i luft, vatten och jord, i olika former. De används som energi- eller näringskälla av organismer som t.ex. bakterier, djur, växter och alger men kan även vara restprodukter av nedbrytningsprocesser från organiskt material. I våtmarker förekommer kväve mest i form av nitrat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) samt partikulärbunden kväve (Tonderski et al., 2002; Wetzel, 2001). Dessa kväveföreningar avges från marken, avloppsreningsverk eller enstaka hushåll samt från atmosfären genom nederbörd till vattnet (Wetzel, 2001). Mängden av kväve i vatten beror främst på markanvändningen samt jordarten i tillrinningsområdet av en våtmark. Begreppet tillrinningsområde beskriver i den här rapporten området som dränerar till en våtmark i motsats till begreppet avrinningsområdet som beskriver området nedströms en våtmark och som används i många sammanhang även för Skånes huvudavrinningsområden (Lagerkvist, 2004).

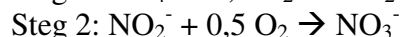
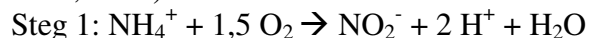
I områden med stor andel jordbruk kan kvävebelastningen vara rätt hög. Den dominerande formen är då nitrat (oorganiskt) som utgör upp till 90 procent av totalkvävet (Tonderski et al., 2002). I skogsområden är kvävebelastningen mycket mindre och löst organiskt kväve dominerar i dessa vattendrag med upp till 90 procent av totalkvävehalten (Tonderski et al., 2002). I södra Sverige sker kväveläckaget till haven med 70 procent oorganiskt kväve (Tonderski et al., 2002). Kväve förekommer även i form av gaser som är löst i vatten. Kvävgasen N_2 anses som ofarlig, däremot betraktas nitroösa gaser, allmänt betecknade NO_x , som miljöföroreningar eftersom de bidrar till ökad växthuseffekt.



Figur 3: Kvävetts kretslopp i en våtmark. Pilarna står för flödesriktningen men betyder även omvandling till en annan kväveform. Källor: Förändrat efter Bastviken, 2002; Jansson et al., 1994; Tonderski et al., 2002.

I Skåne är nitrat den dominerande kväveformen på grund av intensivt jordbruk. Nitrat är lösligt i vatten och dräneras därför i stora mängder bort från jordbruks- och skogsmark genom regn- och grundvatten. I vattendragen eller haven assimileras nitrat av organismer som bakterier, alger och större gröna växter. Nitratet byggs in i organismernas biomassa och omvandlas därmed till organiskt bundet kväve.

Kvävet transporteras vidare i den biologiska näringsväven eller sedimenteras när organismerna dör, se figur 3. När organismerna dör bryts de ner av bakterier som omvandlar kvävet från biomassan till ammonium (NH_4^+) (Bydén et al., 1996). En del av ammoniumet används av bakterierna till sin egen metabolism men en stor andel frigörs till omgivande miljö. Processen sker både under aeroba och anaeroba förhållande dvs. närvaro och frånvaro av syre. Ammonium frigörs förutom genom nedbrytning av nitrat även genom avskiljning av exkretion från levande organismer. Ammonium kan tas upp av organismer (assimileras) och ingå i biomassan. En annan möjlighet är att det ingår bindningar till jordpartiklar. Dessutom kan ammonium oxideras till nitrat. Oxideringen sker i två steg; från NH_4^+ först till nitrit NO_2^- och sen till nitrat NO_3^- (Bydén et al., 1996; Tonderski et al., 2002; Wetzel, 2001). Processen sker enligt följande formler (Bydén et al., 1996):



Nedbrytning av kväveföreningar behöver tid. Därför spelar vattnets uppehållstid i våtmarken en betydande roll vilken i sin tur påverkas av våtmarkens utformning, läget av in- och utlopp samt djupet.

3.3 Kvävebelastning

En våtmarks kvävebelastning bedöms utifrån tillrinningsområdets storlek, jordart samt andel åkermark i tillrinningsområdet (Lagerkvist, 2004), men bestäms även genom andel av olika grödor, skördetidpunkt och djurhållning. Kväveläckaget visar t.ex. stora skillnader beroende på om en åker odlas eller är i vall. Urlakningen av åkermark i vall är rätt låg eftersom den tar upp mineralkväve under hela växtsäsongen, vilket leder till låga mineralkvävehalter i marken. Odlad mark däremot har höga urlakningsvärden beroende på tidpunkt av skörd samt kväverika skörderester som får ligga kvar. Grödor, skördetidpunkt och djurhållning kräver mycket tid att bestämma för så många våtmarksobjekt. Därför lämnades dessa variabler ur analysen. Jordarten är viktig eftersom den hydrauliska konduktiviteten varierar beroende på andelen av olika kornstorlekar. Kväveläckage sker i rotzonen. Vattnet infiltrerar marken, löser kvävejoner och transporterar dem med grundvattnet och jordvattnet till ett vattendrag eller dräneringssystem. På det viset kommer kvävejoner till våtmarken. Ju mer och ju snabbare vattnet passerar rotzonen ju högre är kväveläckaget. Effektiv näringsrening förutsätter en hög belastning (Lagerkvist, 2004) vilken alltså ökar med ökade nederbörds- och avrinningsvärde. I denna rapport undersöktes kväve som transporteras i ytvattnet, markvattnet och det grundvattnet som följer topografien. Analyserna genomfördes med hjälp av en höjdmmodell.

3.4 Kväveretention

Kväveretentionen sker huvudsakligen i det fria vattnet i form av två olika processer: denitrifikation och sedimentation. Men även nitrifikation är en viktig process eftersom den skapar förutsättningen så att ammonium kan avskiljas.

Nitrifikation förekommer i sedimentets ytskikt, i det fria vattnet samt i biofilmen som består av ett tunt lager mikroalger, bakterier samt organiskt material som hittas på döda vegetationsdelar, stenar och sedimentytor. Ammonium oxideras till nitrit och omedelbart till nitrat med hjälp av nitrifikationsbakterier enligt formeln (Wetzel, 2001):



Processen fungerar dock bara vid temperaturer över 1°C, vid pH-värde runt 7 och så länge det finns tillräckligt med syre för bakterierna (Wetzel, 2001). Processen sker alltså under aeroba förhållanden. Under syrebrist minskar bakteriernas aktivitet så att processen inte avslutas. Slutprodukterna kan då vara nitrit och lustgas istället för ”ofarlig” nitrat (Tonderski et al., 2002). Nitrifiaktionen i sig bortför inget kväve men den omvandlar ammonium till en kväveform som används i denitrifikationsprocessen.

Denitrifikation beskriver processen där nitratmolekyler omvandlas till kvävgas som inte bidrar till övergödning. Denitrifikationen sker i motsats till nitrifikationen under anaeroba förhållanden i våtmarkssediment, jord, biofilm samt i syrefattigt vatten (Jonsson et al., 1994). I heterotrofa vattendrag utförs denitrifikationen av nedbrytningsbakterier som oxiderar organiskt material till koldioxid och vatten. I autotrofa vattendrag sker det genom bakterier som behöver energi för att kunna oxidera organiska ämnen som järn, mangan och svavelföreningar. I båda fall används pga. syrebrist nitratet som mottagare för elektroner som frigörs vid oxidationen (Kellner, 2003). Kväve reduceras från nitrat NO_3^- till nitrit NO_2^- och vidare till lustgas N_2O som reduceras till slutprodukten kvävgas N_2 (Bydén et al., 1996; Tonderski et al., 2002; Wetzel, 2001). Kvävgasen kan diffundera till atmosfären eller fixeras av speciella plantor och bakterier. Ett lågt pH-värde, dvs. mindre än fem och låga temperaturer missgynnar denitrifikationsprocessen. Processen kan stanna vilket leder till bildning av nitrit eller lustgas som slutprodukt. Om det lyckas att oxidera nitrat till kvävgas så undandras kvävet under lång tid ifrån det biologiska kretsloppet eftersom kvävgas bara kan tas upp av några få organismgrupper. Denitrifikationen minskar därmed kvävetransporten till haven och återställer kvävebalansen mellan biosfären och atmosfären.

Sedimentation sker när vattenhastigheten minskar vid inträde i våtmarken och partiklar sjunker ner till botten. På detta sätt lagras kväveföreningar på botten av våtmarken. I sedimentet sker den mikrobiella omvandlingen till kvävgas. Genom diffusion och turbulens i vattnet som virvlar upp sedimentet kan dock kvävet gå i resuspension och transporteras bort till haven (Lagerkvist, 2004).

Våtmarkens retentionseffektivitet är beroende på storleken av den aktiva öppna vattenytan. Det vill säga att vattnet som kommer in i våtmarken inte utnyttjar pga. strömningsmönstret hela vattenytan utan enbart en del beroende på våtmarkens utformning. Denna del kallas för aktiv öppen vattenyta. Retentionsprocesserna sker huvudsakligen i det fria vattnet och i sedimentet på botten av våtmarken där nytt vatten med kväveföreningar passerar. Problemet med beräkningen av den öppna vattenytan är att den varierar under året. På sommaren till exempel är den öppna vattenytan minst eftersom avdunstningen är hög och avrinningen låg. Variationerna är dock olika, beroende på våtmarkens utformning och markanvändningen i avrinningsområdet. Skog visar t.ex. en mer regelbunden avrinning även under torrperioder. Värdet för den öppna vattenytan kan alltså inte betraktas som absolut men det ger ändå ett riktvärde för att kunna beräkna kväveretentionen. Den öppna vattenytan utnyttjas dock inte helt. Den hydrauliska effektiviteten anger hur stor andel av våtmarken som används för näringsreningen dvs. spridningsförmågan av vattnet. En hög hydraulisk effektivitet betyder att det inkommande vattnet sprider sig över en stor del av vattenytan. Den baseras på undersökningar med spårämne i olika våtmarker (Tonderski et al., 2002; Svensson et al., 2004). Den effektiva volymen påverkas av våtmarkens utformning, läget av inlopp och utlopp i förhållande till varandra men även vind, öar, vegetation och topografi påverkar.

För att öka den hydrauliska effektiviteten är det t.ex. viktigt att våtmarkens in- och utlopp inte ligger för nära varandra, utan är placerade så att det inkommande vattnet passerar våtmarkens hela vattenyta (Lagerkvist, 2004). Men även flera inlopp ger en bättre effekt (Persson, 1997). Den hydrauliska effektiviteten anges som λ -värde mellan 0 och 1, där 1 står för högsta hydrauliska effektivitet. Med hjälp av den hydrauliska effektiviteten får man fram den aktiva ytan i en våtmark. En perfekt utformat våtmark har oftast en aktiv yta av 80 % (Svensson et al., 2004). Det är sällan att den aktiva ytan utgör mer än 90 eller 100 % av den totala vattenytan (Svensson et al., 2004).

Förutom storleken av den aktiva ytan påverkas kväveretentionen även av vattnets uppehållstid i våtmarken. Retentionsprocesser behöver en viss tid. Upphållstiden ökar med ökad storlek av vattenytan men även med ökat djup. Eftersom hastigheten av biogeokemiska processer och förekomsten av vegetation, som assimilerar kväve, påverkas negativt av djupet (Wetzel, 2001), är uppehållstiden inte den bästa faktorn för att bestämma kväveretentionen (Tonderski et al., 2002) och användes därför inte i den här rapporten.

3.5 Kostnadseffektivitet

Anläggning av våtmarker kan i de flesta fall värderas positivt med hänsyn till en minskad närsaltbelastning på haven. Det ska dock inte glömmas att även våtmarker kostar pengar. Därför är det speciellt intressant för beslutfattande institutioner att jämföra kostnadseffektivitet för kväveretentionen i olika våtmarker. Med lägsta insats av pengar ska det nås högsta möjliga retentionseffekt. Det finns olika sätt att beräkna kostnadseffektiviteten. I vissa fall utgår man från den årliga räntan eller skötselkostnaderna. I den här studien valdes att enbart ta hänsyn till investeringskostnaderna. Det utgås ifrån att en våtmark fungerar i 20 år. Sedan behövs det omfattande, dyra åtgärder för att våtmarken ska kunna fortsätta avskilja kväve (Jordbruksverket, 2007).

4. Metod

Den här studien baserar sig på beräkningar och modelleringar vilka använder sig av schabloner som togs fram i andra studier. Dessutom genomfördes satellitbildstolkningar och modelleringar med hjälp av digitalt kartmaterial

Det fanns flera våtmarker som anlades i form av två eller tre olika våtmarksområden. I analyserna sammanfattades våtmarkerna som låg bredvid varandra och som hade samma tillrinningsområde. För våtmark nummer 45 som består av tre olika våtmarksområden och som ligger i närheten av varandra genomfördes analyserna för varje enskild våtmarksområde separat. Även om en del av tillrinningsområdet (tillrinningsområdet av våtmark 45.5) var samma för alla tre våtmarkerna varierade storleken av tillrinningsområdena ganska mycket. I följande kapitel beskrivs de olika metoderna mer noggrant.

4.1 Data

De grundläggande data över våtmarkerna som våtmarksområdet, koordinaterna av utloppen samt anläggningskostnader, och projektritningar kommer från våtmarksregistret och projektbeskrivningarna från Länsstyrelsen i Skåne Län. Dessa finns delvis i digital form i länsstyrelsens databas och delvis enbart i pappersform. De äldre projektbeskrivningarna är arkiverat i Kristianstad och de nyare akterna finns tillgängliga i Malmö.

För tillrinningsområdenas modellering användes GSD-höjddata från Lantmäteriet, år 2005. Den digitala höjdmodellen (Digital elevation model, DEM) över Skåne som användes för det här arbetet har en upplösning av 50 x 50 m. Tillrinningsområdena anpassades enligt en shapefile från Länsstyrelsen i Skåne Län i Malmö från år 2007 över dikningsföretag och en shapefile från Lantmäteriet (LMV) över vattendrag från ekonomiska kartan 2000. Dessutom kontrollerades resultaten med höjdlinjerna i terrängkartan 1:250.000 från Lantmäteriet (LMV), år 2003. Tillrinningsområdena i Höjeåns och Kävlingeåns avrinningsområde jämfördes med digitaliserade tillrinningsområde från Ekologgruppen, år 2007.

Jordartsanalyserna genomfördes med hjälp av digitala jordartskartor från SGU:s (Sveriges Geologiska Undersökningar) databas, år 2006. Markanvändningen undersöktes med Corine-data från LMV, år 2003, som visade en upplösning av 30 x 30 m. För att kunna bedöma hur stor andel åkermark som brukar vara vall eller ligga i träda tolkades ortofoto, år 2004, från LMV.

Kvävebelastningen beräknades med hjälp av kväveläckagevärde som Johnsson & Mårtensson (2002) har kommit fram till i sin rapport om kväveläckage från svensk åkermark. Studien utgick även från deras klimatregioner.

Den öppna vattenytan tolkades utifrån multispektrala satellitbilder över Skåne från år 2005. Tabell 2 visar vilka satellitbildsekvenser som har använts. Satellitbilderna har en upplösning på 30 x 30 m. Resultaten av satellitbildstolkningen jämfördes med klimat data från SMHI (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut) från åren 1996 till 2005. Nederbördsvärden från följande klimatstationer användes: Falsterbo, Malmö, Lund, Bollerup, Hörby, Bromölla, Helsingborg och Osby.

Retentionen nedströms togs fram med hjälp av SLU:s och SMHI:s karta över TRK-områdena som står för Transport, Retention, Källfördelning (<http://www-nrciws.slu.se>, 2007-05-08). Kartan digitaliserades i ArcGIS 9.0 För att se om en våtmark dränera i en sjö användes shapefiler från LMV:s ekonomiska karta 2000 över sjöar och vattendrag samt en shapefile över dikningsföretag från Länsstyrelsen i Skåne Län. För att kunna bedöma var retentionen nedströms spelar någon roll, sammanställdes en tabell (se tabell 5, sidan 19) över sjöar som är utsatt för övergödning från vattensektionen på Länsstyrelsen i Skåne Län i Malmö, år 2007.

Tabell 2: Multispektrala satellitbildsekvenser över Skåne som användes för satellitbildstolkningen.

Spot-5-satellitbildsekvens	datum
spot50532360507111014421J0	juli 2005
spot50542370507111014482J0	juli 2005
spot50572360507041049252J0	juli 2005
spot50572370507041049332J0	september 2005
spot50542360509061017421J0	september 2005

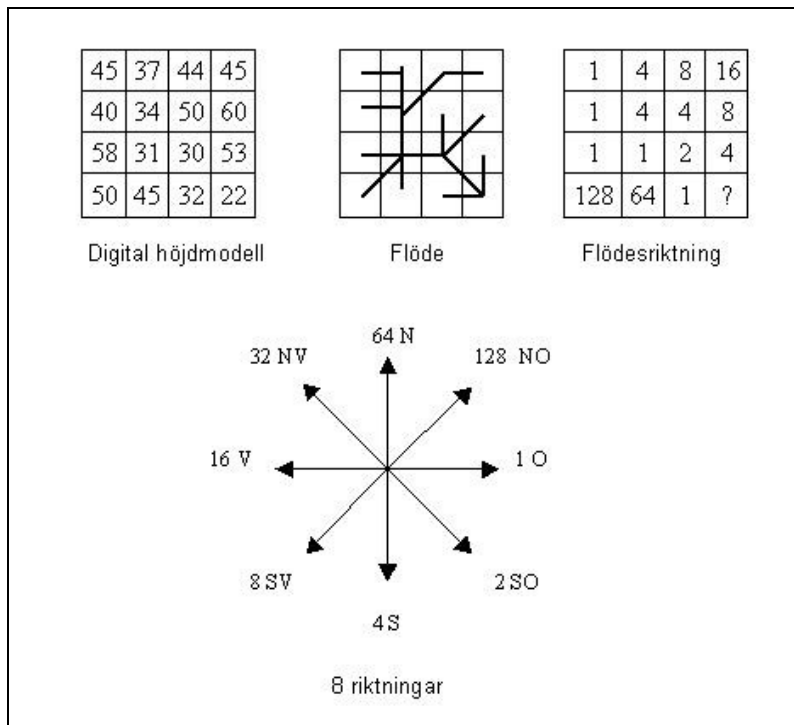
För att kunna jämföra kostnadseffektivitetens fördelning över Skåne med värdena för bruttokvävebelastningen i Skånes huvuddelavrinningsområden användes kartan från TRK-projektet från Naturvårdsverket, SLU och SMHI i samarbete, år 2006 (<http://www-nrciws.slu.se>, 2007-05-08).

4.2 Tillrinningsområde

För att kunna beräkna kvävebelastningen behövs kunskap om tillrinningsområdets storlek och utsträckning eftersom belastningen är beroende på markanvändning och jordart (Johnsson & Mårtensson, 2002).

Tillrinningsområdet modellerades med *Arc Hydro Data Model* i versionen ArcGIS 9.1. Som nämnt ovan baserar sig modelleringen på en digital höjdmmodell (DEM) över Skåne med en upplösning av 50 x 50 m som har tagits fram ifrån topografiska kartor. Varje cell har ett höjdvärde som bildas av den genomsnittliga höjden inom cellens område. Eftersom en modellering av tillrinningsområden för alla våtmarker samtidigt hade varit för datakrävande, klipptes rutor av olika storlek runt våtmarkerna ut från höjdmmodellen. För att kunna modellera tillrinningsområden användes funktionen *Terrain processing* i *ArcHydro Tools*. Först fylls alla naturliga sänkor så att varje cell har någon avrinningsriktning, dvs. att allt vatten når havet. Sen beräknar programmet avrinningsriktningen och ger varje cell ett värde enligt 8 avrinningsriktningar (se figur 4)(Eklundh, 2000). I nästa steg ackumuleras flödet av celler, dvs. att varje cell får ett värde för hur många celler som dräneras till denna cell. Därefter definieras flödets storlek, dvs. hur många celler som måste dränera till en cell för att den kan betraktas som ett flöde, vilket ska vara högst 1 % av höjdmmodellens antal celler (Arc Hydro Tool-hjälp 9.1). I början sattes den på 20, vilket betyder att minst 50 000 m² dränerar till en cell för att räkna den som ett vattenflöde. Denna storlek verkade rimligt för Skåne. Indelningen gjordes för att spara tid men var ändå noggrann. När det upptäcktes att vissa tillrinningsområden inte stämde riktigt utfördes modelleringen för just de våtmarkerna en gång till med siffran 10 eller 5, vilket innebär en dränering från ett område som är 25 000 m² eller 12 500 m² stort. Skillnaden i resultatet är att polygonen från första modelleringen delas en gång till så att gränserna blir mer noggranna.

I nästa steg segmenterar datorn flödet, vilket betyder att ett flödessegment bildar antingen ett huvudflödessegment eller att det ligger mellan två andra flödessegment. Med funktionen *Catchment Grid Delineation* ordnas varje cell till ett flödessegment. Det gör det möjligt att omvandla rasterdatan till vektordata. Resultatet är alltså polygoner runt varje flödessegment. Funktionen *Drainage Line Processing* skapar dräneringslinjer som visar vilka polygoner som dränerar till våtmarken. Tillrinningsområdet bildas av alla polygoner vilkas dräneringslinjesegment är del av dräneringslinjen eller -linjerna som leder till våtmarken. Med hjälp av modellen skapades de olika tillrinningsområden. I ArcGIS beräknades arean av de polygonerna.



Figur 4: Modellerings sättet av dräneringslinjer utifrån en DEM-höjdmödel. (Källa: ArcHydroTool-hjälp 9.1)

Eftersom tillrinningsområdets storlek påverkas mycket av dikningsföretag, jämfördes de modellerade områdena med dikningsföretag som fanns i form av en shapefile på länsstyrelsen i Skåne län och tillrinningsområdena anpassades. Dessutom jämfördes gränserna av tillrinningsområdena även med höjdlinjerna och vattendrag i terrängkartan 1:250.000 från år 2003 från Lantmäteriverket (LMV) för att kontrollera om programmet har modellerat rätt. Bedömningen gjordes subjektiv genom att lägga tillrinningsområdena som ett skikt över terrängkartan. När ett tillrinningsområde överskred den högsta punkten av en högre höjd i terrängkartan, minskades tillrinningsområdet. När det leddes in ett vattendrag som modellen inte hade beaktat, vidgades tillrinningsområdets gräns.

För att utvärdera noggrannheten av de modellerade tillrinningsområden jämfördes arean med siffror som konsultfirmorna Ekologgruppen och Naturvårdsingenjörerna AB har tagit fram vid förebesiktningen av våtmarkerna, dvs. innan våtmarken anlades, och som också beror på digital data.

Eftersom siffrorna skilde sig delvis ganska mycket, kontrollerades 13 av de tillrinningsområdena som visade största skillnader i fält. Med hjälp av programmet ArcPad och en GPS i en handdator, kontrollerades dike, gränserna och osäkra ställen i tillrinningsområdena. Det var möjligt att hitta diken som inte var med i de digitala dikningsföretagen. Dessutom kunde vattnets flödesriktning i öppna diken bestämmas. Det var även möjligt att kolla om ett dike eller vattendrag leddes genom eller vid sidan om våtmarken och minskade eller ökade tillrinningsområdets verkliga storlek.

4.3 Jordart och markanvändning

För att undersöka jordartsfördelningen i tillrinningsområdena användes jordartskartor från SGU, år 2006. I ArcGIS 9.1 gjordes en överlagring av tillrinningsområden och jordartskartan. Med hjälp av Microsoft Excel beräknades andelen och arean av de olika jordarterna för varje enskilt tillrinningsområde.

Markanvändningen i tillrinningsområdet undersöktes som nämnt ovan med hjälp av Corine-data över Skåne som har en upplösning av 30 x 30 m. Corine-data är EU:s standardiserade databas över hela Europa som delar markanvändningen i upp till 58 klasser beroende på upplösningen. På samma sätt som för jordartsdata gjordes i ArcGIS 9.1 en överlagring av Corine-data med shapefilen över tillrinningsområdena. Corine-data skiljer inte träda och vall från odlad mark. Andel vall beräknades därför med hjälp av flygbildstolkning. Utifrån ortofoto från år 2004 uppskattades och digitaliserades åkermarken som låg i vall eller träda i tillrinningsområdena. Arean beräknades i ArcGIS. Markanvändningsklasserna sammanfattades i denna studie enligt tabell 3.

Tabell 3: Sammanfattning av markanvändningsklasser baserade på liknande kväveläckagevärde.

Markanvändning enligt Corine-data	Förenklade klassindelning
Lövskog Barrskog Blandskog Ungskog Hygge Busksnår	Skog
Industri, handelsenheter, offentlig service och militära förläggningar Väg och järnvägsnät med kringområden Urbana grönområden, ej urban park Orter med mindre än 200 invånare, orter med mer än 200 invånare Landortsbebyggelse med tomtmark av öppen karaktär Grus- och sandtag Övriga mineralextraktionsplatser Idrottsanläggning, skjutbana, motorbana, hästsportanläggningar, hundkapplöpningsbana Golfbana Campingplats och fritidsbebyggelse	Övrig mark
Åkermark Frukt- och bärödling	Åkermark exklusive vall och träda
Åkermark (efter flygbildstolkning)	Vall och träda
Betesmarker	Betesmark
Vattendrag Blöt myr Övrig myr Sjöar och dammar, öppen yta, vegetationstäckt yta	Myr, sjö eller damm

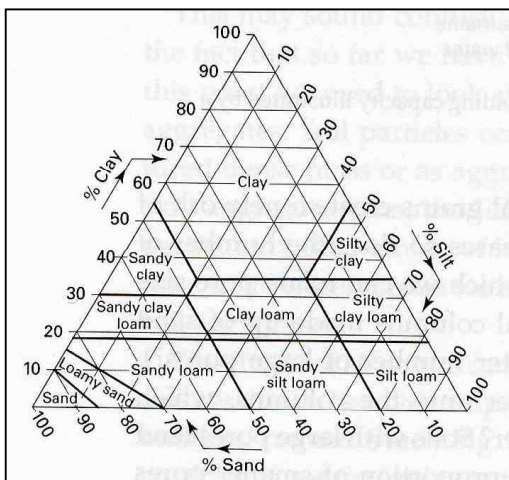
Eftersom kväveläckaget är beroende på jordart och markanvändning gjordes sedan en överlagring av dessa två komponenter för tillrinningsområdena. Det möjliggör att man ser fördelningen från markanvändningen på de olika jordarterna. Andelen av markanvändning per jordart i hektar för varje våtmark beräknades.

4.4 Beräkning av kväveläckaget

För beräkningen av kväveläckaget från åkermark användes kväveläckagevärden ur en tabell från Johnsson & Mårtensson (2002). Värdena baseras på en undersökning av kväveläckaget från svensk åkermark och presenterar rotzonsutlakning från åkermark som kan betraktas som åkermarkens bruttokvävebelastning.

Värdena beräknades med hjälp av modellen SOILNDB som har visat sig att kunna beräkna kväveutlakningen med hög precision (Johnsson & Mårtensson, 2002). Med information om markanvändning, jordart och läget, dvs. klimatet i tillrinningsområdet kan normalkväveutlakningen beräknas. Under normalutlakning förstår man årsmedelvärdet för kvävetutlakningen vilken beräknades från väderdata under en längre tidsperiod (Johnsson & Mårtensson, 2002). Det användes medelläckagevärde för de olika jordarterna eftersom det inte togs hänsyn till grödor.

Problemet med läckagevärdena för åkermark och vall var att Johnsson & Mårtensson använde FAO:s (vilket är samma som USDA:s) internationella jordartsklassering som baseras på kornstorleken (se figur 5), medan SGU:s jordartskarta använder sig av den svenska jordartsklasseringen enligt Atterberg, som beror på olika andel lerhalt (se tabell 4). Hittills finns ingen lämplig översättning av de två olika klassningssystem. Därför gjordes i detta arbete försöket att översätta SGU:s indelning till FAO:s indelning med hjälp av procentandelen av olika kornstorlekar. Tabell 10 i bilaga (sidan 48) visar hur SGU:s jordarter översattes till FAO:s indelning. Jordartsklasserna med ett sedimentskikt ovanpå berggrund översattes enligt sedimentskiktet eftersom det inte fanns någon information om sammansättningen av berggrunden. Det ska dock beaktas att permeabiliteten i berggrunden kan varieras ganska mycket beroende på berggrundens struktur och bedömningen kan därför ha gjorts lite felaktig. Ett annat problem är att det inte genomfördes några undersökningar om kväveläckaget från organiska jordarter som t.ex. torv. Det kan dock sägas att torv har en lika låg permeabilitet som ler (Jury et al., 1991). Därför användes för åkermark på torv samma läckagevärde som för *clay*. Skålla är ett sedimentblock som transporterades under isen. Ovanpå finns det i de flesta fall ett skikt med löst sediment men skållan påverkar infiltrationen av vatten. Översättningen gjordes här för jordlagret ovanpå skållan med hjälp av moränmaterialets sammansättning runt omkring skållan. Ett annat problem är FAO:s indelning som bara indelar finjordar men inte grovklastiska jordar. Isälvsediment har därför behandlats som sand även om den borde innehålla många större kornstorlekar vilka påverkar permeabiliteten och därmed kväveläckaget. Urberg är svårt att översätta eftersom det finns bara ett tunt lager matjord ovanpå. Urberg i Skåne är granit eller gnejs som har mellan hög permeabilitet. Genom vittringsprocesser bildas lerhaltiga jordar ovanpå granit och gnejs. Det valdes att behandla urberg som *loam*.



Figur 5: Jordartens texturrektangulär enligt USDA (Källa: Ashman & Puri, 2002)

Tabell 4: Jordarternas indelning med hänsyn till lerhalt (enligt Atterberg). (Källor: Ekström & Mohrén, 1966; <http://www.lwr.kth.se>)

% -andel	Beteckning
< 5	Lerfria eller svagt leriga jordarter
5-15	Leriga jordarter
15-25	Grovleror
> 25	Finleror
> 40	Styva finleror

För vall och träda samt betesmark har samma kväveläckagevärden använts (Svensson et al., 2004). Därför användes för båda markanvändningsklasser värdena av tabellen externt vall från Johnsson & Mårtensson (2002), se tabell 5 och 6. För beräkningen av kväveläckaget från skog och övrig mark användes enligt Svensson et al. (2004) och Fritz (1996) ett schablonvärde av 5 kg N/ha och år. För sjöar och kärr användes siffran 10 kg/ha och år som kväveläckagevärde (Fleischer et al., 1991). Enbart för åkermark, vall och träda samt betesmark togs hänsyn till de olika jordarterna och avrinningsvärde. De andra markanvändningsklasserna fick samma läckagevärde oberoende jordart och klimat.

Tabell 5: Medelutlakningskoefficienter (kg/ha) på åkermark exklusive vall och träda beroende på jordarten för de olika regionerna. Källa: Johnsson & Mårtensson 2002.

Region	Sand	Loamy sand	Sandy loam	Loam	Silt loam	Sandy clay loam	Clay loam	Silty clay loam	Silty clay	clay
1a	62	54	47	39	39	35	28	25	18	16
2a	63	57	51	48	47	44	35	31	25	22
2b	45	40	33	26	26	24	18	15	12	10
7a	51	49	48	43	44	40	34	31	26	24

Tabell 6: Utlakningskoefficient (kg N/ha) på extensiv vall och träda beroende på jordart och klimatregion. Källa: Johnsson & Mårtensson 2002.

Region	Sand	Loamy sand	Sandy loam	Loam	Silt loam	Sandy clay loam	Clay loam	Silty clay loam	Silty clay	Clay
1a	18	13	5	3	3	3	2	2	1	1
2a	19	14	6	4	3	4	2	2	2	2
2b	13	9	3	2	2	2	1	1	1	1
7a	13	10	5	4	3	4	2	2	2	2

De olika läckagevärdena multiplicerades med arean där markanvändningen i kombination med de olika jordarterna förekommer i tillrinningsområdet. Totalkvävebelastningen beräknades för varje våtmark som summan av kvävebelastningen från de olika markanvändningarna.

3.4 Öppen vattenyta

Den öppna vattenytan beräknades med hjälp av satellitbildstolkning. Satellitbildernas upplösning av 30 x 30 m gjorde det omöjligt eller osäkert för att digitalisera den öppna vattenytan av våtmarker som var mindre än 0,6 ha. Gränsen bedömdes visuellt och är därför subjektiv. Eftersom bilderna är från år 2005 kunde dessutom vattenytan bara mätas för de våtmarker som anlades innan juli eller september 2005. Vattenytan digitaliserades för 41 våtmarker varav 8 stycken plockades bort för de vidare analyser eftersom de var sidodammar. Det valdes ändå att ta med de för beräkningen av ett samband mellan våtmarksområde och vattenyta. Med hjälp av ArcGIS beräknades vattenytans area. I Microsoft Excel plottades kvoten mellan öppen vattenyta och arean av våtmarksområdet för att få fram ett samband. I SPSS beräknades korrelationskoefficienten för att kolla om sambandet är signifikant. I Microsoft Excel lades en korrelationslinje in och ekvationen användes för att beräkna den öppna vattenytan för alla våtmarker som anlades efter juli/september 2005 eller som var mindre än 0,6 ha stora. Under fältbesöket kontrollerades det om satellitbildstolkningen stämde överens med verkligheten genom att uppskatta vattenytan i procent av våtmarksområdet. Egentligen skulle vattenytan digitaliseras med hjälp av en handdator, vilket dock inte var möjligt eftersom GPSen inte gav tillräckligt upplösning.

Satellitbilderna är från sommarhalvåret. Därför var det nödvändigt att studera nederbördsvärdena för att kunna värdera resultatet. Beroende på nederbörd och avrinning kan vattenytan variera mycket (Tonderski et al., 2002). Därför beräknades ett medelvärde för nederbörden mellan juni och september för åren 1996 till 2005. Nederbördsvärdena är från klimatstationer i Falsterbo, Malmö, Lund, Bollerup, Hörby, Bromölla, Helsingborg och Osby. Värdena från Osby var inte helt komplett och kunde därför bara beräknas för 8 år genom att dela summan av nederbördsvärdena med åtta i stället av tio. Medelvärdet beräknades för hela Skåne och bildades utifrån de olika klimatstationernas medelvärden. Efteråt beräknades avvikelserna av nederbördsvärden från sommaren 2005 till medelvärdet.

4.6 Hydraulisk effektivitet

För att uppskatta den hydrauliska effektiviteten undersöktes ritningar i projekteringsakten av de nyanlagda våtmarkerna. Viktig här var läget och antal inlopp i förhållande till utlopp samt våtmarkens utformning. Uppskattningen beror på modellerade λ -värde för olika utformningar av en våtmark som togs ur Tonderski et al. (2002). Eftersom en våtmarks vattenyta oftast utnyttjas maximalt till 80 % även om den är perfekt utformad, delades λ -värdena med 0,8 (Svensson et al., 2004). De korrigerade λ -värdena multiplicerades sedan med den öppna vattenytan för att få fram den aktiva ytan av våtmarken (Svensson et al., 2004).

4.7 Beräkning av kväveretentionen

Eftersom kvävebelastningen på våtmarkerna översteg 100 kg per hektar och år i alla våtmarker, var det möjligt att beräkna kväveretentionen i kg/ha och år för varje våtmark enligt formeln från Svensson et al. (2004):

$$LR = 0,712 + 0,519LB$$

där LB = log belastning (kg N per ha och år) och LR = log retention (kg N per ha och år).

Sambandet är logaritmiskt och beror på mätningar i våtmarken Lilla Böslid i Halland, tre våtmarker i Skåne där retentionen mättes tidsproportionellt och tre våtmarker i Norge där retentionen mättes i förhållande till vattenflödet (Svensson et al., 2004). Kvävebelastningen beräknades utifrån kväveläckagevärdena för varje våtmark (se ovan) gånger den aktiva hydrauliska ytan för att få fram kvävebelastningen i kg per hektar våtmark och år (Svensson et al., 2004).

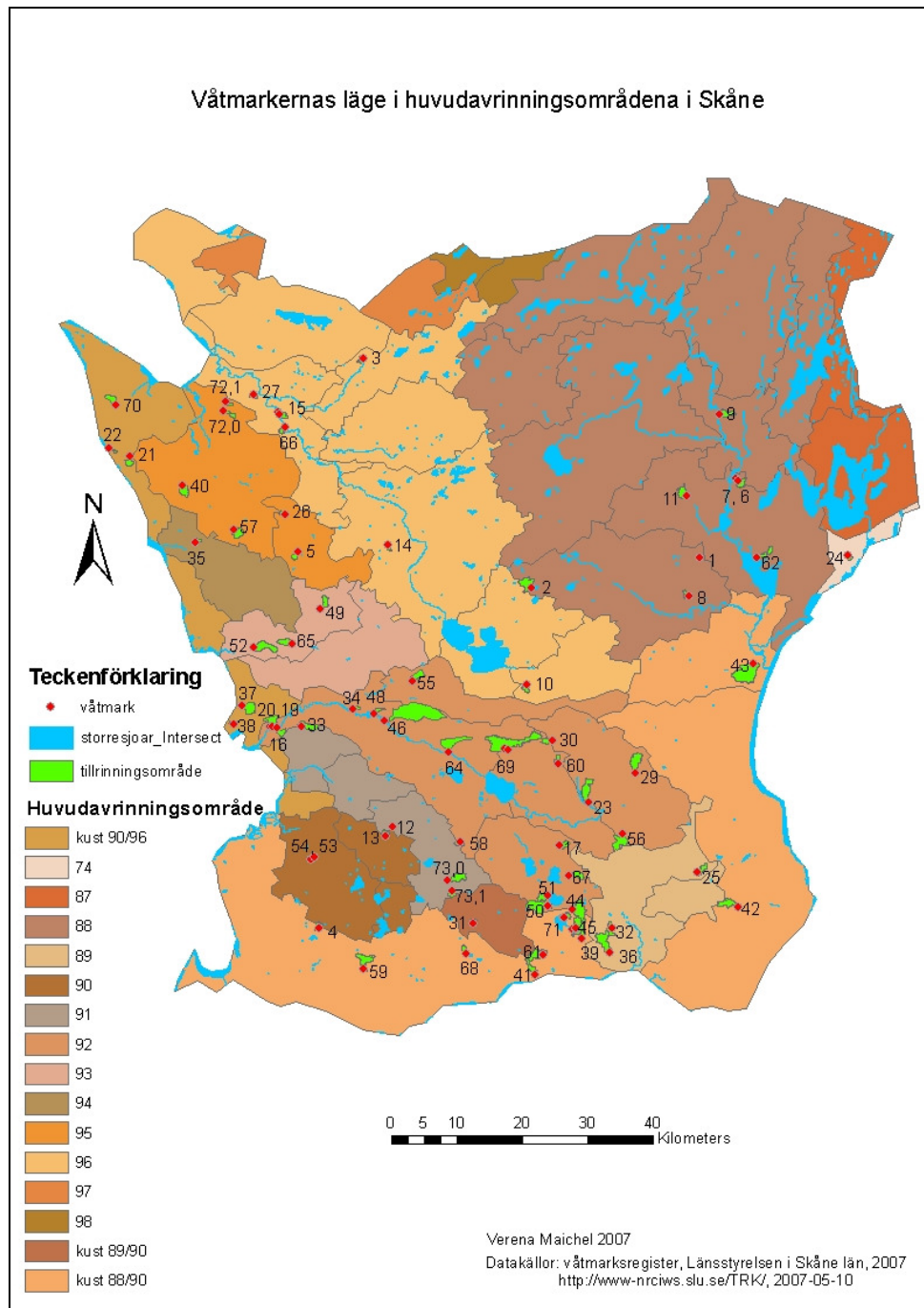
För att undersöka om kväveretentionen har beräknats rätt, kontrollerades hur mycket vatten som passerar våtmarken per dygn. Ju högre vattenflödet är desto högre är även kvävekoncentrationen i vattnet. Mängden av vattnet som passerar våtmarken anges som hydraulisk belastning och beräknas med hjälp av formeln (Svensson et al., 2004):

*Hydraulisk belastning = årlig medelavrinning * tillrinningsområdets storlek / aktiv yta*

För årsmedelavrinningen användes värdena ur Johnssons & Mårtenssons rapport från år 2002. Överstiger den hydrauliska belastningen 0,5 m/dygn, vilket betyder att omsättningstiden i en våtmark med ett medeldjup av en meter varar längre än 2 dygn, är det osäkert om retentionseffektiviteten fortfarande ökar (Svensson et al., 2004). Därför sattes 0,5 m/dygn som gräns för den hydrauliska belastningen. För de våtmarker som översteg denna gräns, minskades tillrinningsområdets storlek till den hydrauliska belastningen var 0,5 m/dygn. Sedan drogs den procentandelen bort från kvävebelastningen enligt förhållandet av minskade tillrinningsområde till modellerade tillrinningsområde. De korrigerade kvävebelastningsvärde sattes i kväveretentionsformeln.

4.8 Kväveretention nedströms

Kväveretention i vattendrag är liten i Sverige. Den största delen av kväveretentionen sker i sjöarna (http://www-nrciws.slu.se/TRK/metod_retention.htm, 2007-05-08). Därför användes sjöretentionsvärdena från TRK-områdena (Transport, Retention, Källfördelning) för att beräkna kväveretentionen nedströms våtmarkerna. Retentionsvärden beräknades för delavrinningsområdena av huvudvattendrag i Skåne (se figur 6). Värdena beskriver den totala kväveretentionen i procent från en sjö till havet.



Figur 6: Karta över Skåne med våtmarkernas läge i huvudavrinningsområden för Skånes huvudvattendrag. De grön färgade polygoner är tillrinningsområdena.

För att se om en våtmark dränerar i en sjö användes shapefiler över sjöar, vattendrag och dikningsföretag samt TRK-kartan. Eftersom vattendrag, sjöar och dikningsföretag ibland inte fanns komplett digitaliserat, dvs. att de inte alltid hängde ihop, var det omöjligt att modellera med hjälp av ArcGIS. Det bedömdes därför för varje enskild våtmark om vattnet rinner genom en sjö på väg till havet eller inte. Här togs dock bara hänsyn till sjöar som har en större yta än en hektar eftersom de mindre sjöarna oftast inte hade någon förbindelse till digitaliserade vattendrag i kartan.

För beräkningen av kväveretentionen nedströms användes retentionsvärdena från delavrinningsområdet där den första och oftast den enda sjön ligger. Om vattnet inte rinner genom en sjö utan bara genom huvudvattendragen sattes retentionen nedströms på 0 % oberoende avståndet till havet. Om vattnet rinner genom en sjö med prioritet 1 eller 2 (se tabell 7) sattes retentionen nedströms på 0 %. Ellestadssjön räknades som prioritet 3, Finjasjön som prioritet 1.

Tabell 7: Lista över de mest prioriterade sjöar för anläggning av våtmarker i tillrinningsområdet
Källa: Länsstyrelsen i Skåne län, 2007.

Nr	NAMN	Y7	X7	Prioritet	Dricksvattenreservoir	Badsjö
2	ÖSTRA RINGSJÖN	1355650	6196260	1	JA	JA
4	VÄSTRA RINGSJÖN	1352240	6200620	1	JA	JA
7	VOMBSJÖN	1358510	6176660	1	JA	JA
25	KRAGEHOLMSSJÖN	1370870	6153750	1		
29	FJÄLLFOTASJÖN	1342540	6157670	1		
8	FINJASJÖN	1369200	6227310	1 till 2		JA
5	HAMMARSJÖN	1401650	6204060	2		
36	ARKELSTORPSVIKEN	1405230	6226150	2		
22	ELLESTADSJÖN	1368230	6158990	2 till 3		
1	IVÖSJÖN	1416290	6216690	3		JA
6	OPPMANNASJÖN	1409140	6218160	3		?
19	SNOGEHOLMSSJÖN	1368570	6162670	3		
20	BÖRRINGESJÖN	1341750	6154640	3		
24	SÖVDESJÖN	1364150	6164150	3		JA
42	BJÖRKESÅKRASJÖN	1347880	6158470	3		
43	HÄCKEBERGASJÖN	1349920	6164100	3		
13	RÖSSJÖN	1331250	6245980	3?	JA	
23	SKEINGESJÖN	1382280	6249760	3?	JA	JA
26	YDDINGESJÖN	1338910	6161410	3?		JA

Prioritet	
1	Våtmarksanläggning motiverat i hela tillrinningsområdet förutsatt hög andel jordbruksmark i tillrinningsområdet helst 70 %. Högst prioritet nära sjön.
2	motiverat i högbelastat närområde (om intensivt jordbruk, grönsaksodling, hög djurtäthet, mkt sedimenttransport i biflöde eller många enskilda avlopp) ej hela avrinningsområdet
3	kan vara motiverat med våtmarksanläggning i särskilda fall om lokalt högbelastat närområde till sjön (jordbruk eller avlopp)

Retentionen nedströms beräknades sedan för varje våtmark som kvävebelastning i kg N/ha och år minus retention i kg N/ha och år gånger retentionsvärde nedströms i procent. Slutligen beräknades mängden kväve per ha våtmark som når havet i kg N. För att bedöma våtmarkens effektivitet i sin funktion som kvävefälla beräknades procentandelen av kväve som når havet jämfört med utgångsbelastningen från tillrinningsområdena.

4.9 Kostnadseffektivitet

Kostnadseffektiviteten beräknades utifrån de totala inom LBU-projektet stödberättigade kostnaderna för en våtmark som baserar sig på markägarens uppgifter över fakturor och kostnadsberäkningar. Stödberättigade kostnader är t.ex. anläggningskostnader och konsultkostnader av våtmarker som uppfyller ett huvudsyfte som i detta fall näringsrening (se Söderqvist, 2002). I beräkningen ingår dock inte skötselkostnader som också kan vara stödberättigade eftersom det inte fanns några uppgifter om skötselkostnader i våtmarksregistret. I registret sammanfattades i några fall de stödberättigade kostnaderna för flera våtmarker. De kostnaderna delades upp efter förhållandet av våtmarkernas storlek för att kunna beräkna kostnadseffektiviteten för varje enskild våtmark. Kostnadseffektiviteten beräknades genom att dela kostnaderna genom retentionen. Den anges i SEK per kg kväveretention per ha aktiv vattenyta och år. Kostnadseffektiviteten beräknades för 20 år framåt eftersom det förväntas att en våtmark uppfyller sin funktion som kvävefälla bara i 20 år, sedan krävs det kostnadseffektiva åtgärder igen (Jordbruksverket, 2007). I beräkningen togs även hänsyn till kväveretention nedströms, dock bara för de våtmarker som ligger uppströms en större sjö som inte själv kräver en minskad kvävebelastning pga. eutrofieringsproblem, se tabell 7. Kväveretention nedströms drogs bort från retentionen per hektar våtmark eftersom den mängden av kväve ändå hade fångats upp även om det inte hade funnits en våtmark uppströms.

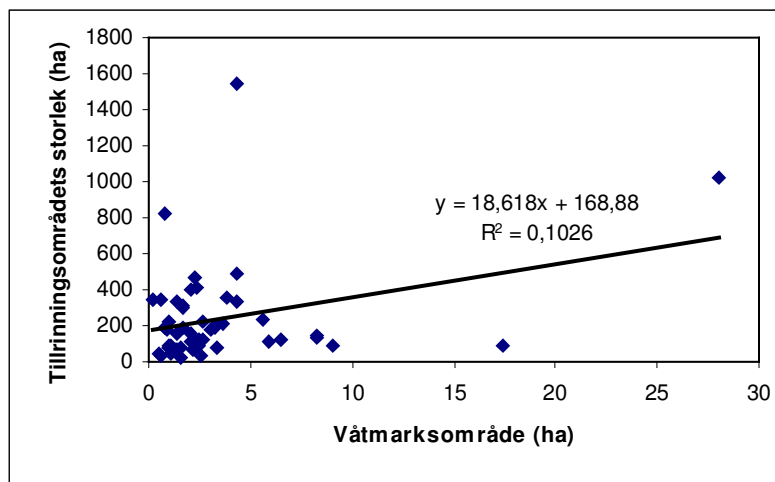
5. Resultat

De modellerade tillrinningsområdenas area visade delvis stora skillnader jämfört med siffrorna som konsultföretagen hade beräknat. Av tidsskäl var det inte möjligt att undersöka dem mer noggrant. Därför utelämnades 22 våtmarker ur analyserna eftersom tillrinningsområdets storlek avvek mer än 20 % från de siffrorna som konsultföretagen har tagit fram och ansågs därmed vara för osäkra. I analyserna ingår därför bara de 51 våtmarkerna, där tillrinningsområdet anses som säkert (se bilaga, tabell 11, sidan 50), för att få bäst möjliga resultat.

5.1 Tillrinningsområde

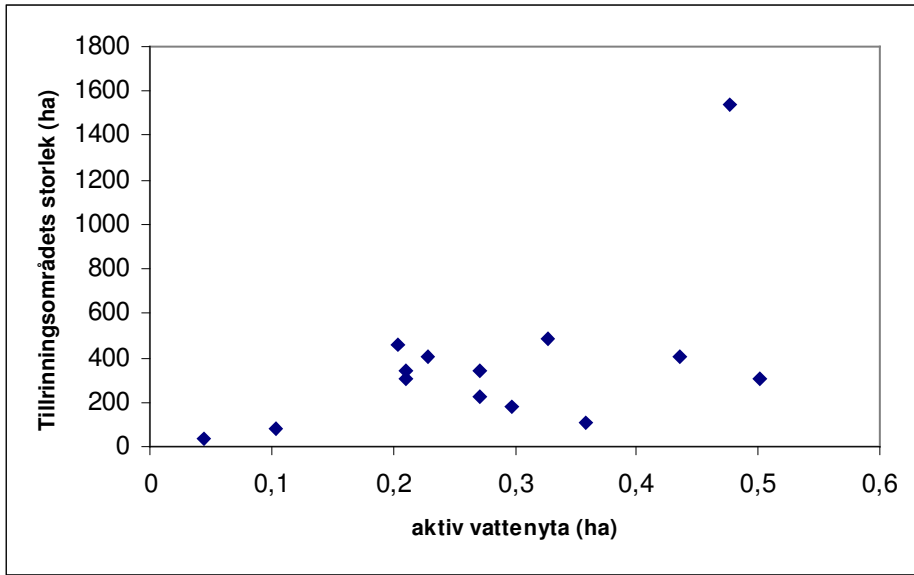
Digitaliseringen av tillrinningsområdena visade att de flesta våtmarker har ett tillrinningsområde mellan 50 och 250 ha. Det är fem våtmarker som har ett tillrinningsområde mindre än 50 ha och två våtmarksobjekt som har ett tillrinningsområde större än 800 ha. De exakta siffrorna hittas i bilaga, tabell 11.

Våtmarkens storlek och tillrinningsområdets storlek är knappt beroende av varandra. Figur 7 visar förhållandet mellan de två storlekarna. Våtmark 15 har ett våtmarksområde som är 17 ha och samtidigt ett litet tillrinningsområde som bara är 89 ha stort. Våtmark 46 däremot har ett våtmarksområde som utgör 4,29 ha medan tillrinningsområdet är 1500 ha stort. Detta är extrema exempel men även beräkningen av korrelationskoefficienten enligt Spearman visar att de två storlekarna är oberoende av varandra. Storlekarna är inte normalfördelade.



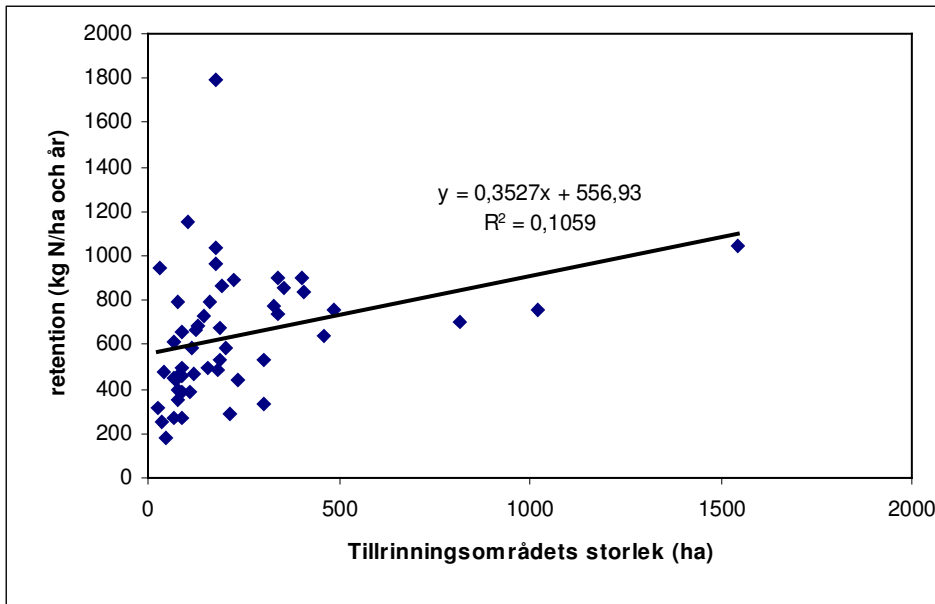
Figur 7: Kvot mellan våtmarksområdets och tillrinningsområdets storlek.

För att kolla om retentionens resultat stämde, beräknades den hydrauliska belastningen. I 14 våtmarker överskred den hydrauliska belastningen 0,5 m/dygn. Tillrinningsområdet för dessa våtmarker minskades sedan. Figur 8 visar att de 14 våtmarkerna har en aktiv vattenyta som är mindre än 0,6 ha. Tillrinningsområdets storlek varierar mellan 32 och 1500 ha. Det kunde inte hittas något signifikant samband mellan de två parametrarna. Kvoten mellan aktiv vattenyta och modellerat tillrinningsområde är mindre än 0,1 % för 10 våtmarker, de andra fyra våtmarkerna har en kvot mindre än 0,3 %. De våtmarker där den hydrauliska belastningen är mindre än 0,5 m/dygn har som mest en kvot mellan 0,2 % och 1,5 %. Tillrinningsområdets storlek visar dock inte något signifikant samband till den aktiva vattenytans storlek och inte heller till den öppna vattenytans storlek.



Figur 8: Kvot mellan aktiv vattenyta och tillrinningsområdet för de våtmarkerna där den hydrauliska belastningen var högre än 0,5 m/dygn.

Kväveretentionen och de modellerade tillrinningsområdena visar enligt Spearman ett signifikant samband (se figur 9). Korrelationskoefficienten är 0,501, vilket betyder att ju större tillrinningsområdet är desto större är även retentionen.



Figur 9: Kvot mellan kväveretentionsvärden och tillrinningsområdenas storlek. Linjen är en trendlinje och ekvationen ange ökningens intensitet.

5.2 Jordart och markanvändning

Som beskrivits i kapitel 3.2 påverkas retentionen av jordarten. Den är viktig för kväveläckaget och därmed för retentionen eftersom jordarterna har olika permeabilitet och förmåga att hålla vatten. Om man betraktar jordartsfördelningen i alla tillrinningsområden och under alla markanvändningar så visar det sig att nästan tre fjärdedelar av alla tillrinningsområden är täckta med morän. Lerig-sandig morän dominerar med 28 % av tillrinningsområdenas yta.

Sandig morän utgör 23 %, morängrovlera täcker 14 % och moränfinlera 6 %. Även torv utgör 6,15 % av områdenas ytor. I beräkningen av kvävebelastningen togs enbart hänsyn till åker- och betesmarks jordart. För att kunna jämföra jordarternas sammansättning i de olika tillrinningsområdena delades de in i fyra grupper beroende på den dominerande jordarten i åker och betesmark. Tabell 8 visar vilka våtmarker som tillhör vilken grupp.

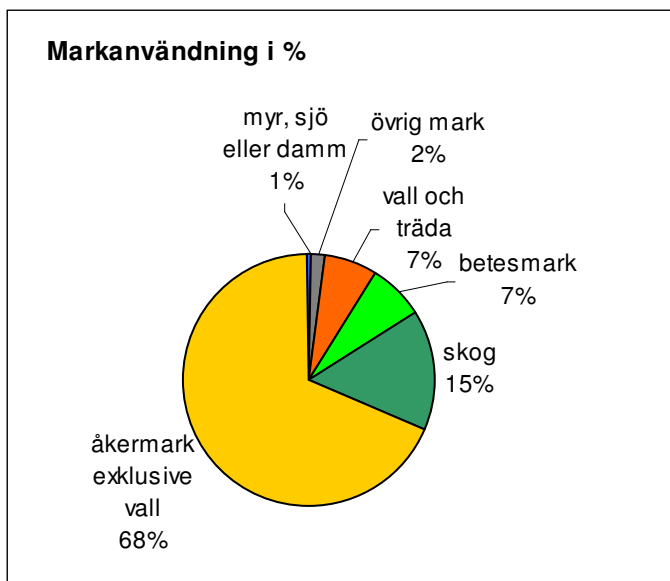
Tabell 8: Jordarternas sammansättning i tillrinningsområdena beroende på den dominerande jordarten under åker- och betesmark (inkl. vall och träda) enligt den internationella kornstorleksindelningen. Siffrorna i parenteser står för klassnumret som användes i korrelationsanalyserna.

	>= 50 % sandhaltiga jordarter (= loamy sand, sandy loam, sand) (1)	>= 50 silthaltiga eller blandade jordarter (= loam, silt loam, silt) (2)	Alla jordarter < 50 % (3)	>= 50 % lerhaltiga jordarter (= clay loam, silty clay loam, clay) (4)
våtmark	2, 3, 4, 8, 11, 17, 19, 20, 21, 22, 23, 25, 29, 34, 39, 41, 44, 46, 50, 51, 58, 61, 64, 67, 68, 69, 73.0, 73.1	5, 9, 26, 30, 32, 35, 36, 40, 53, 54, 55, 56, 57, 59	15, 16, 33, 60	13, 43, 48, 52, 66

Analyserna i den här studien visade dock att kvävebelastningen och kväveretentionen inte är beroende av jordarten. Det fanns inget signifikant samband mellan dem. Däremot visade sig ett svagt samband mellan jordartsfördelningen och kostnadseffektiviteten. Korrelationskoefficienten var $-0,284$ vid en signifikans på 0,05 nivå. Det betyder att det finns en tendens att ju högre andel sandhaltiga jordarter under åkermark eller betesmark, desto högre är även kostnadseffektiviteten.

Jordarten kan dock ändå påverka kvävebelastningen och därmed retentionen genom markanvändningen. Markanvändning är med en korrelationskoefficient från 0,37 på 0,01 signifikansnivå svagt beroende av jordarten i åkermark, vall och träda samt betesmark. Det kan bero på att vissa jordarter är att fördras för odling av grödor medan andra används för skog. Det visade sig t.ex. att tillrinningsområde med hög andel lerhaltiga jordarter eller jordarter som innehåller mest organiskt material används till över 80 % i form av åkermark exklusive vall och träda. Det ska dock beaktas att sambandet mellan markanvändning och jordart är signifikant men ändå bara svagt.

Tillrinningsområdenas markanvändning domineras av åkermark exklusive vall om man betrakta alla tillrinningsområdena tillsammans (se figur 10). Det finns dock tydliga skillnader i de olika tillrinningsområdena. I tabell 9 visas hur våtmarkerna kan delas i olika klasser beroende på deras markanvändning.



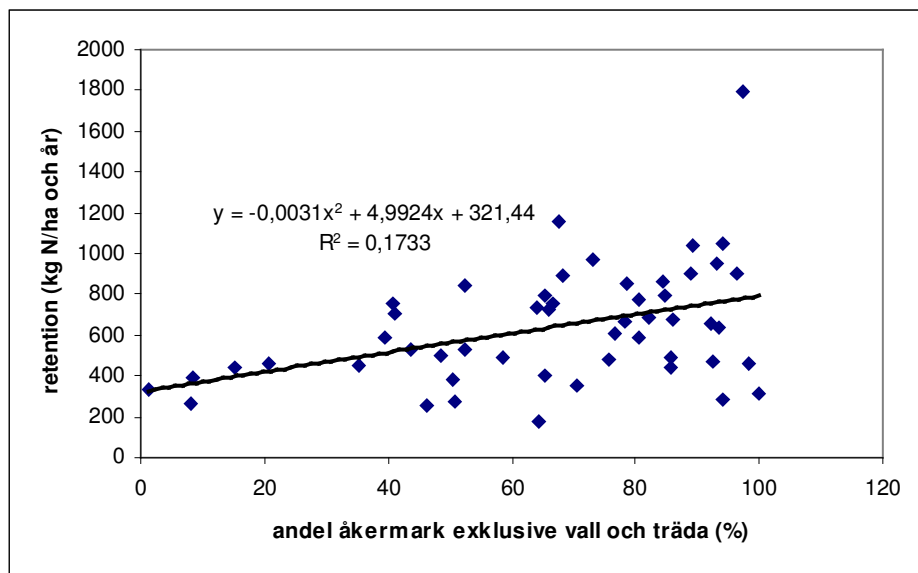
Figur 10: Markanvändningens sammansättning i alla tillrinningsområden i %.

Tabell 9: Våtmarkernas indelning enligt markanvändningen i tillrinningsområdet. De siffrorna i parenteser står för klassnamnet som användes i korrelationsanalyserna.

Andel i %		åkermark exkl. vall < 20 %	åkermark exkl. vall >= 20 och < 40 %	åkermark exkl. vall >= 40 och < 60 %	åkermark exkl. vall >= 60 och < 80 %	åkermark exkl. vall >= 80 %
vall och betesmark < 20 %	skog >= 20 %	17 (1)	21 (5)	22, 61, 43, 50, 55 (9)	29 (13)	(17)
	skog < 20 %	(2)	(6)	(10)	9, 23, 34, 41, 60, 69 (14)	13, 16, 19, 25, 33, 35, 36, 39, 40, 46, 48, 52, 54, 56, 57, 59, 64, 66, 67, 68, 73.1 (18)
vall och betesmark >= 20 %	skog >= 20 %	2, 3, 73.0 (3)	58 (7)	8, 51 (11)	(15)	(19)
	skog < 20 %	(4)	(8)	15, 20, 44 (12)	4, 5, 11, 26, 30, 32, 53 (16)	(20)

Retentionsvärdena är till en viss del beroende på markanvändningen, vilket visade sig i beräkningen av korrelationskoefficienten som är 0,371. Retentionsvärdena sammanfattades för analyserna i klasser enligt figur 16 (sidan 29) och jämfördes då med markanvändningsklasserna från tabell 9. Det ansågs vara lättare att splittra upp markanvändningen. Först undersöktes påverkan av andel åkermark exklusive vall och träda, sedan analyserades andel skog samt andel träda och vall.

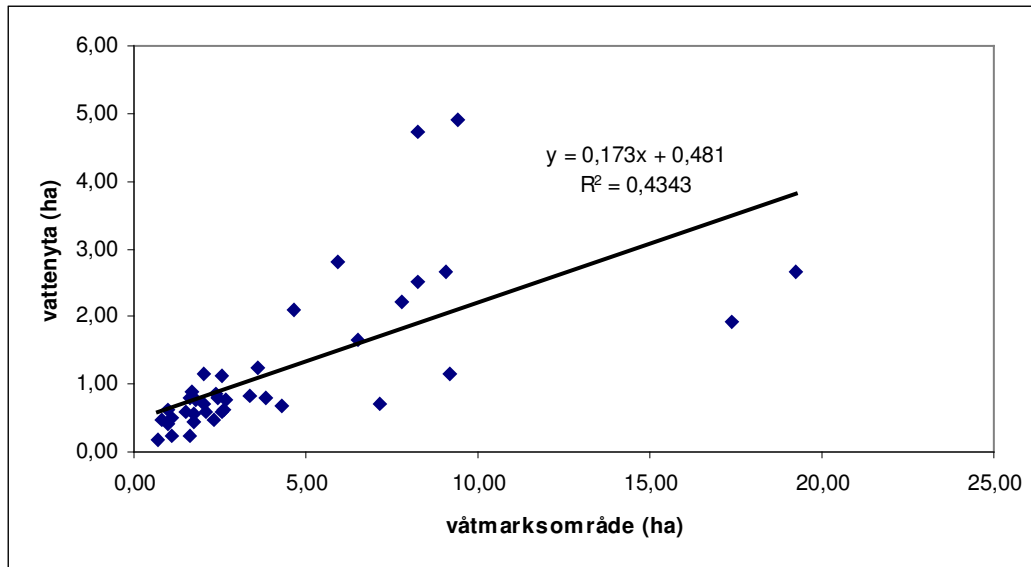
Figur 11 visar sambandet mellan de absoluta retentionsvärde och andelen åkermark exklusive vall. Sambandet är signifikant med 0,416. Det betyder att retentionens intensitet ökar med en högre andel åkermark. Så är t.ex. andelen åkermark exklusive vall och träda i tillrinningsområdena från våtmark 2, 3 och 17 mindre än 20 %, vilket leder till låga retentionsvärde med under 400 kg N/ha och år. Tvärtom har t.ex. våtmark 64, 59 och 46 en åkermarksandel av över 80 % och retentionsvärde som ligger över 1000 kg/ha och år. Sambandet är ändå inte så starkt som våtmark 54 visar, med en åkermarksandel av 100 % och retentionsvärde av 311 kg N/ha och år. Hur andelen skog eller andelen vall samt träda och andelen betesmark påverkar retentionen kunde inte bedömas eftersom det inte hittades någon signifikant skillnad.



Figur 11: Samband mellan kväveretention och andel åkermark exklusive vall och träda i våtmarkernas tillrinningsområden.

5.3 Öppen vattenyta

För beräkningen av kvävebelastningen spelade den öppna vattenytan och den aktiva vattenytan en betydande roll. Den öppna vattenytans storlek varierar rätt mycket, därför är angivna värden inga absoluta, permanenta värde utan riktvärde. År 2005 var de tolkade ytorna i genomsnitt 1,23 ha stora. Figur 12 förtydligar sambandet mellan storleken av våtmarksområdet som är inmätt med GPS i fält och våtmarkens öppna vattenyta. Ytornas storlek korrelerar signifikant med 0,659 på en signifikansnivå från 0,01. Det ansågs därför som lämpligt att beräkna vattenytan för de andra våtmarkerna som anlades efter augusti eller september 2005 eller som har ett våtmarksområde av mindre än 0,6 ha med hjälp av ekvationen $y = 0,173x + 0,481$.



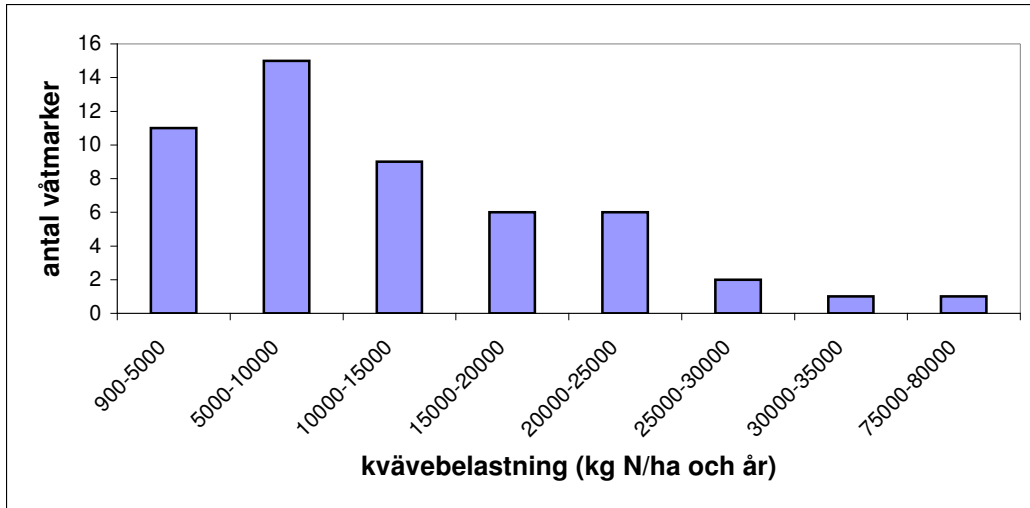
Figur 12: Samband mellan våtmarksområde och storleken av den öppna vattenytan som tolkades ifrån satellitbilder. Ekvationen användes för att beräkna de öppna vattenytorna som anlades efter sommaren 2005 eller som var mindre än 0,6 ha stora.

År 2005 var nederbörden för perioden juni och september i genomsnitt (för hela Skåne) 25 % lägre än medelvärdet som beräknades för samma period mellan åren 1996 och 2005. År 2005 fanns det regionala skillnader men förutom i Hörby-området låg nederbördsvärdena under genomsnittet. Det betyder att perioden juni till september 2005 var torrare och avrinningen därför mindre. Medelvärdet för hela Skåne var 25 % lägre år 2005 än medelvärdet för 1996 till 2005. Det betyder att de öppna vattenytorna som tolkades från satellitbilderna har möjligtvis uppskattats till 25 % för små. För resultaten kan det innebära att retentionen har underskattats och kostnader per hektar kväveretention överskattats.

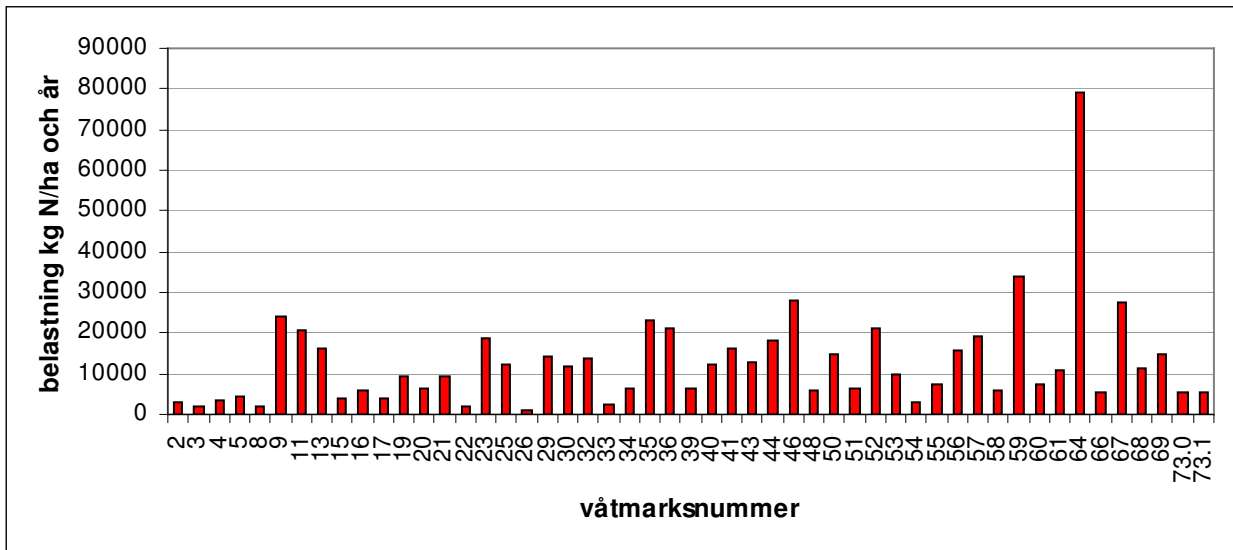
Den aktiva vattenytan, som beräknades utifrån den öppna vattenytan och genom uppskattningen av våtmarkens hydrauliska effektivitet, visar ett svagt samband till våtmarksområdet. Korrelationskoefficienten enligt Pearson är 0,363, vilket betyder att det finns en svag tendens till att den aktiva vattenytan ökar med en större öppen vattenyta.

5.4 Kvävebelastning

De flesta våtmarker har en kvävebelastning från 900 till 15 000 kilogram kväve per hektar våtmark och år (se figur 13). Våtmark 64 hade extrem höga belastningsvärde som överstiger 75 000 kg N/ha och år, som man kan se i figur 14.



Figur 13: Antal våtmarker per kvävebelastning.

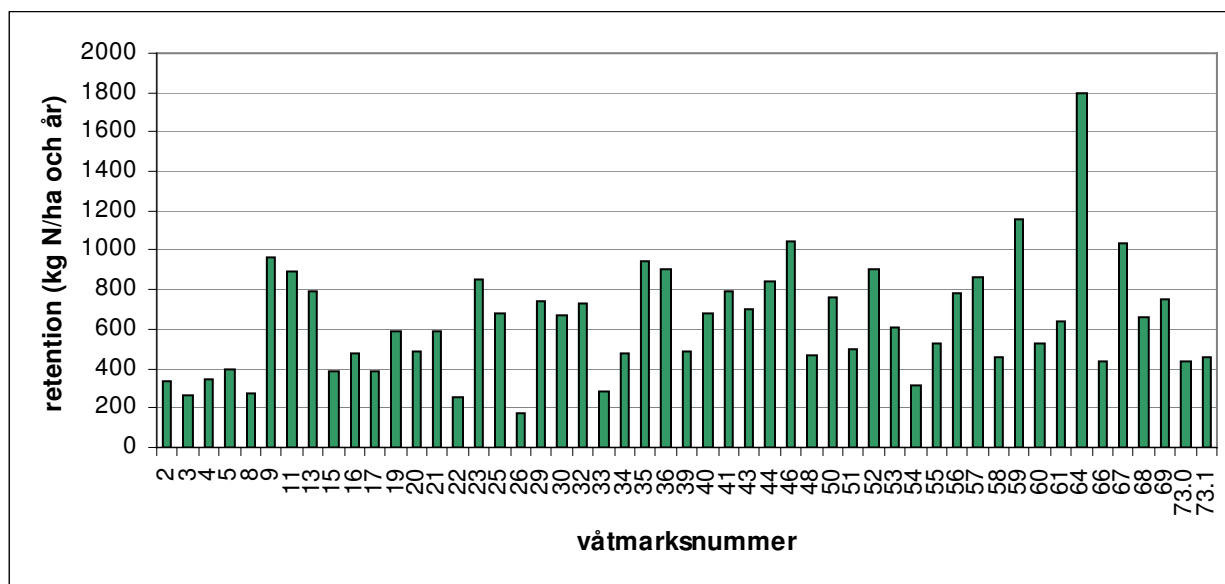


Figur 14: Kvävebelastning per hektar våtmark och år för de olika våtmarkerna.

I analyserna kunde inte något signifikant samband hittas mellan kvävebelastningen och jordart eller klimatområde. Den faktorn som påverkar kvävebelastningen på våtmarken mest är tillrinningsområdets storlek. Korrelationskoefficienten på 0,501 visar att kvävebelastningen ökar med ett större tillrinningsområde. Dessutom beror belastningen på den aktiva vattenytans storlek. Sambandet är lite svagare med en korrelationskoefficient (enligt Spearman) på $-0,443$. Men även andelen åkermark exklusive vall och träda påverkar kvävebelastningen som en korrelationskoefficient på 0,372 enligt Pearson visar. Sambandet är relativt svagt och betyder att det finns en tendens till att ju större andel åkermark exklusive vall och träda, desto större kvävebelastning.

5.5 Retention

Kväveretentionen i våtmarkerna var i medel 664 kg N/ha vattenyta och år. De minsta värdena visade våtmark 26 som i genomsnitt fångar upp 176 kg N per hektar och år. Den står i extrem motsats till våtmark 64, 67, 46, 59 och 69 som är de mest effektiva kvävefällor med retentionsvärde över 1000 kg per hektar våtmark och år (se figur 15). Beräkningarna visade att 22 våtmarker har en kväveretention per år som ligger under 500 kg per hektar, 27 våtmarker binder mellan 500 och 1000 kg/ha och år och 5 våtmarker överstiga 1000 kg.

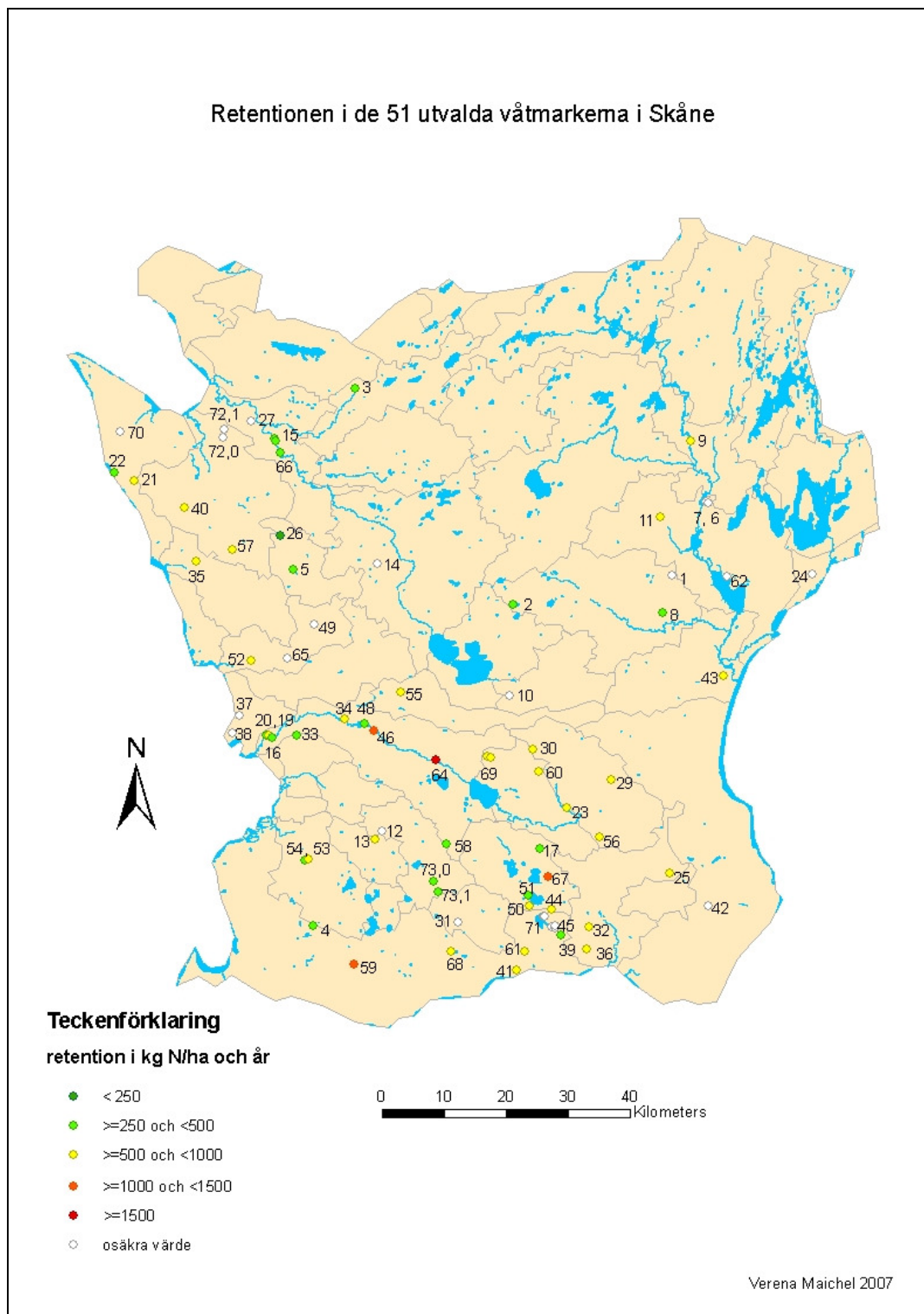


Figur 15: Kväveretentionsvärde för de olika våtmarkerna beräknad i kg N/ha och år.

Figur 16 visar våtmarkernas fördelning med deras olika kväveretentionsvärden per hektar våtmark. Det syns ingen klar fördelning vilka områden i Skåne de minst eller de mest effektiva våtmarker finns. Ändå kan man se att tre av de mest effektiva våtmarker ligger i Kävlingeåns avrinningsområde alltså i mitten av Skåne. De andra två våtmarker som visar en kväveretention som är större än 1000 kg N per ha våtmark och år ligger i sydliga delen av Skåne där markanvändningen huvudsakligen består av åkermark. Det syns dessutom att de våtmarkerna som anlades i Rönneåns avrinningsområde har jämförelsevis rätt låga retentionsvärde, nämligen mellan 250 och 500 kg/ha och år. I sydöstra delen visar våtmarkerna huvudsakligen en retention mellan 500 och 1000 kg N/ha och år. Den sämsta kvävefällan, våtmark 26, ligger i nordvästra delen av Skåne i Vegeåns avrinningsområde.

Kväveretentionen beräknas ifrån kvävebelastningen. Därför är även retentionen beroende på tillrinningsområdets storlek, den aktiva vattenytans storlek samt markanvändningen, se figur 9 och 11 (sidan 22 och 25). Ju större tillrinningsområde, ju mindre aktiva vattenyta och ju högre andel åkermark i tillrinningsområdet desto högre kväveretention per hektar vattenyta i en våtmark. I alla 51 våtmarker tillsammans avskiljs totalt 24483 kg N per år. Medelvärdet för kväveretentionen i de nyanlagda våtmarkerna är 480 kg N per år.

Retentionen i de 51 utvalda våtmarkerna i Skåne

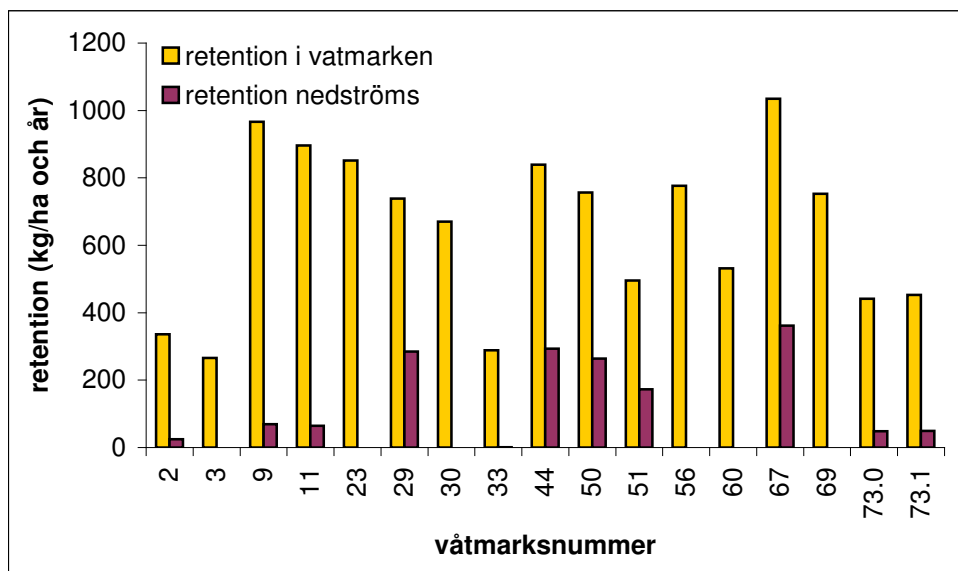


Figur 16: Våtmarkernas retention och deras läge i Skåne. Grön punkt betyder låg retention, röd står för hög retention.

5.6 Retention nedströms

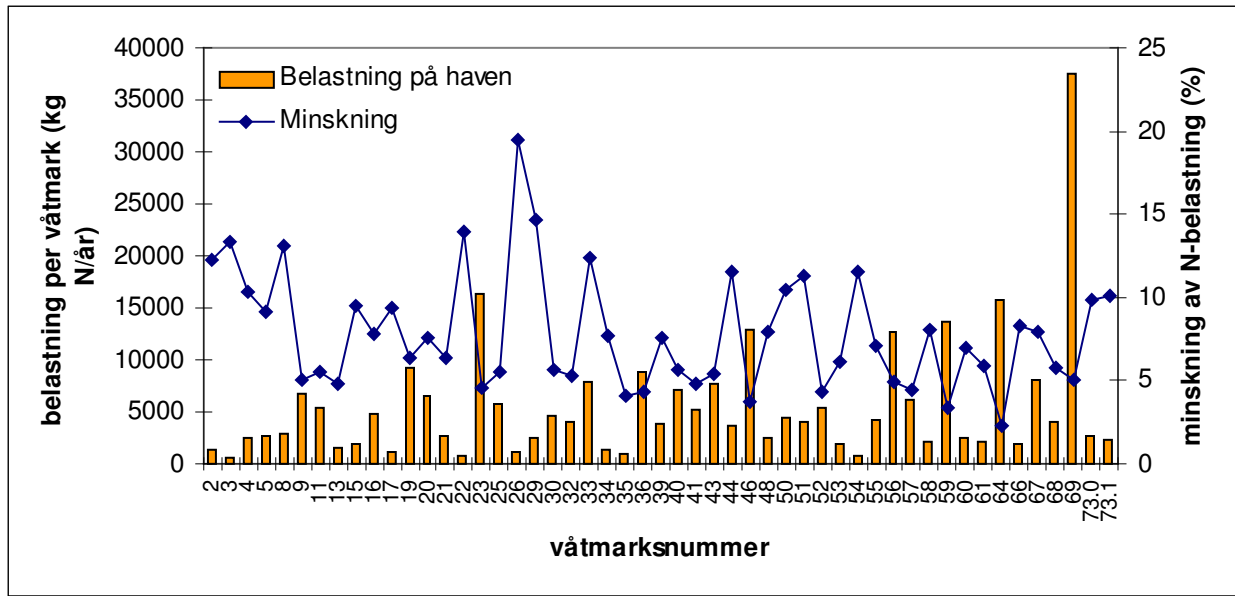
För kvävebelastningen på haven spelar dock även kväveretentionen nedströms våtmarken en betydande roll. Figur 6 (sidan 18) i kapitel 4.8 visar våtmarkernas läge i Skånes huvudavrinningsområden. 17 av de 51 våtmarkerna ligger placerade uppströms en större sjö. Fem av de våtmarkerna ligger dock uppströms en större sjö som är utsatt för hög kvävebelastning och eutrofieringsproblem. Därför togs bara hänsyn till tolv våtmarker, där retentionen nedströms är relevant för beräkningen av kvävebelastningen på haven. I våtmark 3 och 33 är retentionen nedströms mindre än ett kilogram per ha och år. Resultaten ses i figur 17.

Om man jämför retentionsvärdena där retentionen nedströms ingår, syns att de är starkt beroende av kvävebelastningen som en korrelationskoefficient på 0,926 visar. Retentionen är därmed även beroende av den aktiva vattenytans och tillrinningsområdets storlek samt andel åkermark exklusive vall.



Figur 17: Retentionen i de 17 våtmarkerna som ligger uppströms en större sjö samt retentionen nedströms. Retentionen nedströms anger mängden N som ändå hade fångats upp även utan våtmarksanläggningen.

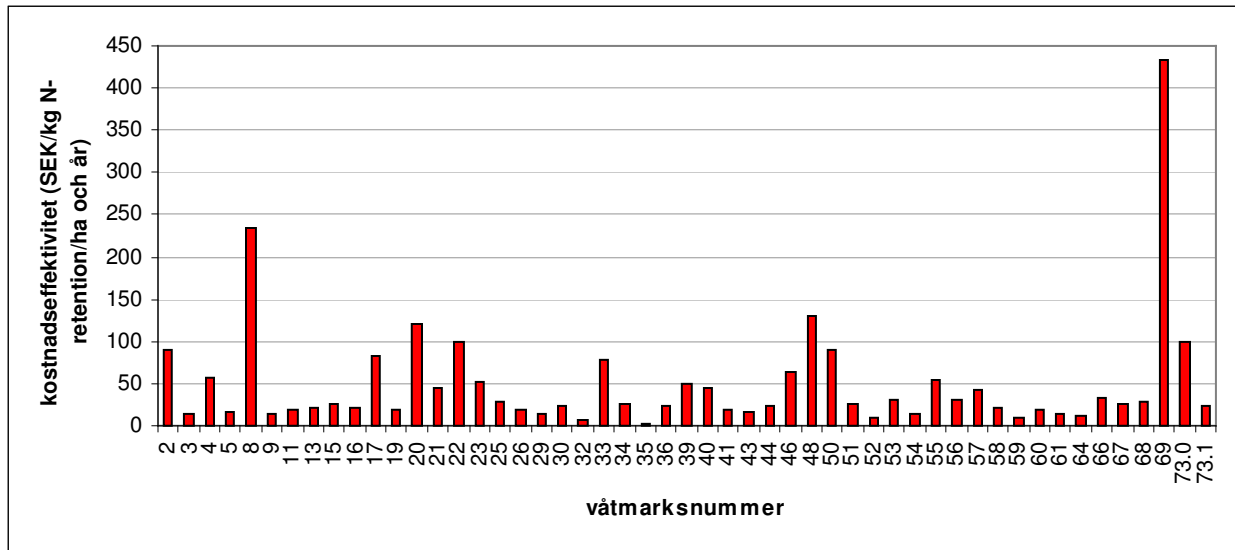
Figur 18 visar absoluta siffror för kvävebelastningen på haven per hektar våtmark. Våtmark 69 har rätt höga siffror men ändå avskiljs 5 % av den ursprungliga kvävebelastningen från tillrinningsområdet. I våtmark 29, 44, 50, 51 och 69 däremot avskiljs i våtmarken eller i en sjö nedströms våtmarkerna över 40 % N av den ursprungliga kvävebelastningen. Belastningen på haven från alla 51 våtmarker tillsammans är totalt 256 431 kg N per år. Det är 86 % av den ursprungliga belastningen. Varje år avskiljs alltså i genomsnitt 41564 kg N i de 51 nyanlagda våtmarkerna.



Figur 18: Den orange färgade stapeln anger den absoluta kvävebelastningen på haven eller en hög prioriterat sjö från varje enskilt våtmark i kilogram per år. Kväveretentionen nedströms ingår i beräkningen. Den blåa linjen visar hur många procent N av den ursprungliga kvävebelastningen avskiljs i våtmarken eller på väg till havet.

5.7 Kostnadseffektiviteten

Vid bedömningen av våtmarkens effektivitet spelar den ekonomiska aspekten egentligen den viktigaste rollen, eftersom alla verksamheter strävar efter maximal kväveretention för minimala kostnader. Som nämnt i kapitel 4.9 ingick enbart de LBU-stödberättigade kostnaderna i beräkningen. Analyserna visade att kostnadseffektiviteten varierar ganska mycket för de olika våtmarkerna, som man kan se i figur 19. De mest kostnadseffektiva kvävefällor våtmarkerna 35 och 59, där ett kilogram kväveretention per hektar aktiv vattenyta och år kostar mindre än 10 SEK (under tiden 20 år). Dyrast är däremot våtmark 8 och 69 där kostnaderna för kväveretentionen ligger över 200 SEK. Kostnadseffektiviteten visar ett svagt samband med jordartsfördelningen. Enligt en korrelationskoefficient från Spearman på $-0,276$ är en våtmark, där andelen sandhaltiga jordarter överstiger 50 % i tillrinningsområdet, kostnadseffektivare än de andra våtmarkerna. Däremot är den oberoende på markanvändningen. Kostnadseffektiviteten beror med en korrelationskoefficient från $0,516$ även på den aktiva vattenytans storlek. Ju mindre den aktiva vattenytan är desto kostnadseffektivare är våtmarken. Mellan retention och kostnadseffektivitet finns ett svagt signifikant samband med en korrelationskoefficient av $-0,354$. Ingår retentionen nedströms är sambandet med $-0,388$ lite starkare. Det betyder att ju högre retentionen är desto mindre är kostnaderna och desto kostnadseffektivare är våtmarken. Sambanden är dock svaga.

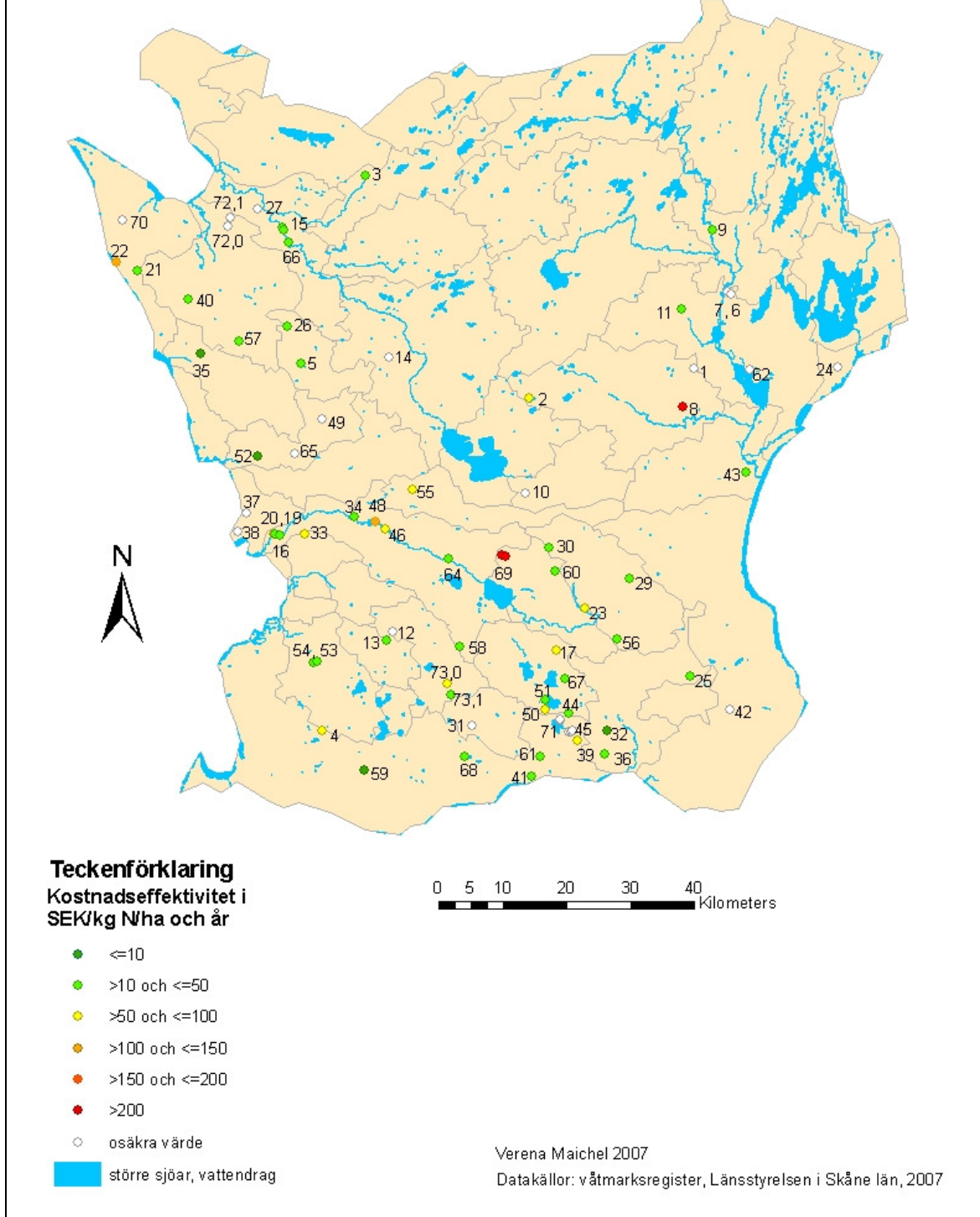


Figur 19: Kostnadseffektivitet för de olika våtmarkerna. De våtmarkerna med låga kostnader för kväveretentionen per ha aktiv vattenyta och år (under tiden 20 år) är mest kostnadseffektiva.

I motsats till retentionen är det mycket svårt att se regionala skillnader för fördelningen av kostnadseffektiviteten. Figur 20 visar att de två minst kostnadseffektiva våtmarker ligger i centrala och östra delen av Skåne men även vid västkusten finns en våtmark där ett kilogram kväveretention per hektar och år kostar mer än 100 kronor. Det märks att de flesta våtmarker som anlades i Kävlingeåns avrinningsområde tillhör de minst kostnadseffektiva våtmarkerna. Vid sydkusten däremot finns flera våtmarker som är kostnadseffektiva. Där kostar ett kilogram kväveretention per hektar aktiv vattenyta i de flesta nyanlagda våtmarkerna mindre än 50 kronor. I nordvästra delen var, förutom en våtmark, alla våtmarker relativt kostnadseffektiva med kostnader under 100 kronor. Där hittas även två av de mest kostnadseffektiva våtmarkerna, där kväveretentionen kostar mindre än 10 SEK per hektar aktiv vattenyta och år (under tiden 20 år).

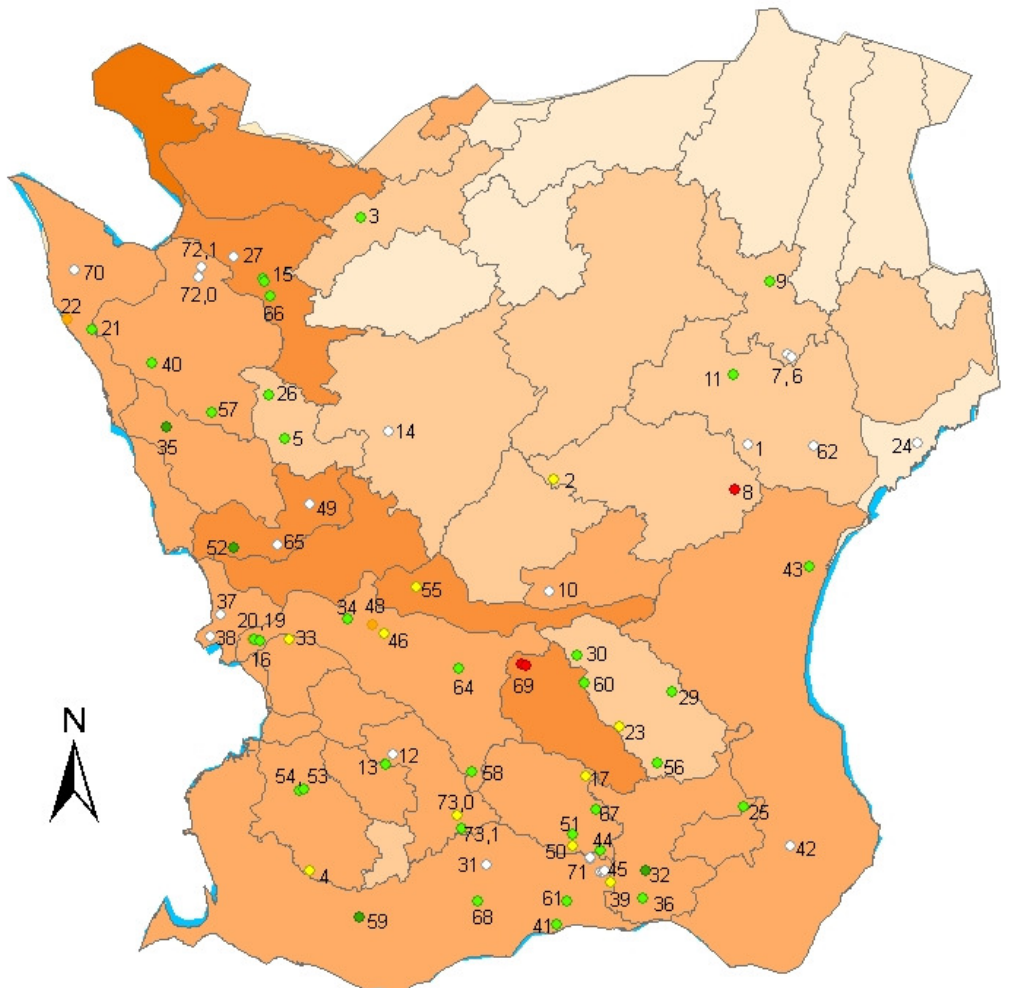
Det kunde inte hittas några tydliga samband mellan våtmarkernas kostnadseffektivitet och bruttokvävebelastningen i Skånes huvuddelavrinningsområden, se figur 21 (sidan 34). Distansten till ett större vattendrag visar inte heller något tydligt samband, se figur 20.

De utvalda våtmarkernas kostnadseffektivitet beräknad för 20 år



Figur 20: Kostnadseffektivitetens fördelning över Skåne indelat i olika klasser.

De utvalda våtmarkernas kostnadseffektivitet i förhållande till bruttokvävebelastningen i Skånes huvuddelavrinningsområden



Teckenförklaring

Kostnadseffektivitet i SEK/kg N/ha och år

Bruttobelastning av kväve i ton N/år

- ≤10
- >10 och ≤50
- >50 och ≤100
- >100 och ≤150
- >150 och ≤200
- >200
- osäkra värde

- ≤20
- >20 och ≤30
- >30 och ≤40
- >40 och ≤50
- >50

0 5 10 20 30 40 Kilometers

Verena Maichel 2007

Datakällor: våtmarksregister, Länsstyrelsen i Skåne län, 2007

TRK-projekt, Naturvårdsverket, SLU och SMHI i samverkan, 2006

Figur 21: Våtmarkernas kostnadseffektivitet i Skånes huvuddelavrinningsområden med hänsyn till bruttobelastningen av kväve i ton N/år i de olika områdena.

6. Diskussion

Resultaten visar att det är möjligt att jämföra våtmarkerna pga. sina retentionsvärde och sin kostnadseffektivitet. Värdena mättes inte i fält, vilket inte nödvändigtvis behövs eftersom det handlar om riktvärde. De absoluta värdena varierar ändå under året beroende på temperatur och nederbörd. Dessutom ska det vara möjligt att använda metoderna redan innan en våtmark anläggs. Det innebär dock att det finns ett antal felkällor. För att kunna värdera resultatet på rätt sätt, måste man ta hänsyn till dem.

6.1 Felkällor

En stor del av analyserna bygger på tillrinningsområdets storlek och dess läge i landskapet. Eftersom tillrinningsområdena modellerades med datorn utgående från en digital höjdmodell, finns förstås alltid risken att modelleringen inte stämmer exakt överens med verkligheten. Höjdmodellen hade en noggrannhet på 50 x 50 m. Det betyder att små men ändå betydande höjdskillnader kan ha fallit bort och därmed förändrat dräneringsriktningen. Men eftersom resultaten av modelleringen jämfördes med topografiska kartor anses denna osäkerhet som rätt liten. Ett större problem framställer dike, som varken fanns med i de använda kartor eller i shapefilen över dikningsföretag. Detta innebär en stor osäkerhet eftersom ett dike kan förändra en tillrinningsområdets storlek enormt, dvs. från 1 hektar till över 200 ha beroende på dikens längd och läget i dräneringssystem. För att digitalisera tillrinningsområdenas verkliga storlek hade det behövts fältbesök där alla gränserna kontrollerades vid alla diken. Men eftersom tillrinningsområdena delvis var över 500 hektar stora är det en tidskrävande och orealistisk metod som inte är lämpligt för användningen i praktiken. Noggrannheten kollades ändå för några våtmarker i fält. Här visade sig ett annat problem, nämligen att det ibland var svårt att bedöma om en kulvert leder in i en våtmark eller vid sidan om eftersom den ofta befinner sig under vattenytan. Det var inte heller möjligt att se täckta dikningsföretag. Resultaten av fältbesöken var därför mycket bättre i sydöstra delen av Skåne där det finns många öppna diken jämfört med västra och nordvästra delen. Om man vill nå ett bra resultat är det bra om man kollar upp detaljerade dikningsföretagskartor eller frågar markägaren, som ofta vet om en kulvert ändrades om och leddes in i den nyanlagda våtmarken. Detta har skett i ett fall inom detta arbete men pga. tidsskäl inte för alla. En stor osäkerhet med tillrinningsområdenas storlek var dock även siffrorna de jämfördes med. Siffrorna för tillrinningsområdenas storlek har tagits fram av konsultföretag innan våtmarken anlades. Det visade sig att de två konsultföretagen Ekologgruppen och Naturvårdsingenjörerna AB använde sig av lite olika metoder för att beräkna storleken av tillrinningsområdena. Ekologgruppen digitaliserade delavrinningsområdena för Högeån och Kävlingeån i ArcGIS utifrån topografiska kartor. Delavrinningsområdena korrigeras sedan med hjälp av detaljerade dikningsföretagskartor. Sen beräknades tillrinningsområdet för en enskild våtmark med hjälp av gränserna från delavrinningsområdena. Naturvårdsingenjörerna AB digitaliserade gränserna för varje enskild våtmark utifrån topografiska kartor. De hade dock ibland inte tillgång till detaljerade dikningsföretagskartor. Fördelen med manuell digitalisering ifrån topografiska kartor är att det kan bedömas mer individuell för varje våtmark, var tillrinningsområdets gräns måste ligga. Detaljerade dikningsföretagskartor möjliggör att man kan avgöra med en stor säkerhet vilka deltillrinningsområde som tillhör våtmarken och vilka som måste tas bort. Modelleringen av tillrinningsområdena är å andra sidan mer noggrann när det gäller höjdgränserna. Ibland är det svårt att avgöra visuellt var de absoluta höjdpunkterna ligger i en karta. Dessutom underlättar de i modellen visualiserade dräneringslinjerna att avgöra vilken väg vattnet tar.

Däremot är det svårare att anpassa tillrinningsområdenas gränser efter dikningsföretag som inte alltid följer de modellerade dräneringslinjerna och som ibland delar ett delrinningsområde vilket gör det svårt att dra en exakt gräns. Skillnader mellan de framräknade och modellerade tillrinningsområdena kan bero på att antingen konsultföretaget eller jag missade delrinningsområde pga. olika kartor eller datakällor. Detta kan förklara skillnader upp till 20 procent. Dessutom måste det även tas hänsyn till att konsultföretagen beräknade tillrinningsområdena innan våtmarkernas anläggning. Det är möjligt att våtmarkerna sedan inte anlades exakt enligt förbesiktningsplanerna. Med den här kunskapen kan man därför säga att de modellerade tillrinningsområdena kan vara mer noggranna än de framräknade siffrorna. I analyserna lämnades ändå de mest osäkra områdena bort, där avvikelserna var större än 20 procent, för att nå bäst möjliga resultat.

Utgående från de modellerade tillrinningsområdena undersöktes sedan jordarten. Johnsson och Mårtensson har undersökt kväveläckaget från svensk åkermark år 1995 och 1999. Värdena har förutom för jordarten t.o.m. verifierats efter olika klimatförhållande. De ansågs därför som den bästa och mest lämpliga källan för att beräkna kvävebelastningen. Problemet var att utlakningsvärdena undersöktes på basis av den internationella kornstorleksindelningen enligt FAO. Kartan med denna klassificering som Johnsson & Mårtensson 2002 använde för sina undersökningar hade enligt Johnsson (2007) varit för grovt för det här arbetets syfte. Därför användes SGU:s detaljerade jordartskarta. Detta innebär en stor osäkerhet eftersom SGU:s indelning bara baserar på gränsvärde av andel lerpartiklar medan FAO har gränser för andel ler, silt samt sand (se figur 5 och tabell 4, sidan 15). Skillnaden är dessutom att Johnssons & Mårtenssons rapport baserar på undersökningen av matjorden medan jordartskartan beskriver jordarten som befinner sig under matjorden. Men eftersom matjorden påverkas av jordarten som ligger under, och FAO:s indelning inte tar hänsyn till organiska partiklar, anses det ändå lämpligt att översätta jordartsklasserna utgående från det underliggande skiktet. Det ska dock beaktas att det är svårt att översätta de två olika klassningssystem. Hittills finns ingen allmän översättning. Den här använda översättningen gjordes baserat på en jordartens förmåga att släppa genom och ta upp vatten. FAO:s indelning är egentligen för grovt eftersom den inte skiljer mellan grovklastiska och finklastiska jordar vilka visar stora skillnader med hänsyn till permeabiliteten. Likadant påverkas permeabiliteten av berggrund som gränsar direkt mot matjorden och av skålla som ligger i undergrunden eftersom de förändrar infiltrationen och vattnets avrinningshastighet samt riktning. En stor del av tillrinningsområdenas ytor var dessutom täckta av torv och gytta. Men eftersom det hittills inte har gjorts undersökningar över kväveläckage från åkermark på organiska jordarter behandlades de som lerhaltiga jordar. Det är dock inte säkert om man kan förenkla den här klassen på detta sätt. Analyserna visade dock att det inte finns något signifikant samband mellan jordart och kvävebelastning eller kväveretention. Även en korrelationskoefficient på $-0,284$ mellan jordart och kostnadseffektivitet betyder att jordarten knappt påverkar resultaten. Osäkerheter i översättningen spelar därför ingen betydande roll. Det finns andra faktorer som är viktigare.

I motsatsen till jordarten framställer markanvändningen en säkrare faktor. Den kan innebära vissa osäkerheter eftersom Corine-datan ibland inte är så exakt när det gäller upplösningen. Så fastställdes t.ex. vid flygbildstolkningen från vall och träda att skog, mindre bebyggelse och t.o.m. en mindre flygplats klassades som åkermark. Kväveläckagevärdena skiljer sig mycket här.

En flygplats belastar marken med mycket kväve speciellt i form av urea (Thorén, 2005), bebyggelse och skog har däremot mindre kväveutsläpp än åkermark. Men även själva flygbildstolkningen av vall och träda innebär vissa osäkerheter. Åkermarken kan ibland ha tolkats fel som vall eller träda vilket av tidsskäl inte kontrollerades i form av en noggrannhetsanalys. Dessutom kan områden som ansågs vara vall eller ligger i träda år 2004 odlas idag igen. Det handlar alltså bara om ett uppskattningsvärde, hur stor andel av tillrinningsområdet brukar användas som extensiv vall eller ligga i träda.

Läckagevärdena för de olika markanvändningsklasser baserar på olika undersökningar och anses som säkra. Här är den största felkällan att markanvändningsklasserna sammanfattades lite felaktig. Det var t.ex. oklart vilken klass en golfbana tillhör. Det odlas ingenting och det finns inga djur som betar men det kan antas att gräsmattan gödglas. Frukt- och bärödling är också svårt att bedöma. Det beror nog helt på vilka frukter eller bär som odlas. Jordgubbar t.ex. kräver gödning i motsatsen till t.ex. äppleträd. Det valdes ändå att räkna dessa ytor till åkermark, vilket kan ha lett till för höga kvävebelastningsvärde. Ytorna för frukt- och bärödling uppträder dock bara på ett eller två ställe och är inte särskilt stora.

En parameter som var absolut oberoende från tillrinningsområdet men som ändå innebär en väldigt betydande felkälla, är den öppna vattenytans storlek. Satellitbildstolkningen har ett bra medel noggrannhet. Ibland var gränserna inte så tydliga eftersom satellitbildskvaliteten inte var optimal. Dessutom hade bilderna en upplösning på 30 x 30 m. Om man vill mäta ytor som är mindre än en hektar stora är det en ganska grov upplösning. Ändå visade ortofoton från år 2004 att de ytorna som redan fanns vid denna tidpunkt stämde till 90 % överens med de satellitbildtolkade ytorna. Även fältbesöket styrkte satellitbildstolkningens resultat. Klimatdataanalysen visade dock att nederbörden var mindre år 2005 än medelvärdet från år 1996 till 2005. Ytorna kan därför ha uppskattats 25 % för små. Fältbesöket visade dock att många våtmarker anlades med en så brant sluttning att vattenståndsskillnader knappt förändrar vattenytans storlek utan enbart höjdnivån. Det är ändå inte klart för hur många våtmarker det här tillståndet gäller. Man måste räkna med att värdena har underskattats. Det påverkar därmed beräkningen av de våtmarker som anlades efter juli eller september 2005. Beräkningen i sig framställer också en felkälla, eftersom sambandet inte var så starkt. Möjligheten finns att den öppna vattenytan är mycket större eller även mindre än beräknat. I många fall utgjorde den beräknade vattenytan mindre än 50 procent av våtmarksområdet. Under fältbesöket kunde den öppna vattenytan för de våtmarker som anlades år 2006 dock uppskattas att vara 70 till 90 procent av våtmarksområdet. Det är trovärdigt att vattenytan är större i en yngre våtmark eftersom vegetationen inte har hunnit etablera sig än på större ytor. Speciellt utgår ifrån att våtmarkerna anlades med största möjliga och effektivt utformade vattenytor. Risken att de yngsta vattenytorna underskattades är därmed väldigt hög. Tvärtom har vattenytorna överskattats för våtmarker som är mindre än 0,6 ha stora. Det skulle inte heller glömmas att den öppna vattenytans storlek även varierar under året. Retentionen i våtmarkerna kan därmed vara större eller mindre än beräknat i det här arbetet. Eftersom belastningen och därmed retentionen beräknas med hjälp av den aktiva vattenytan som utgår ifrån den öppna vattenytan, påverkas resultatet av fel i satellitbildstolkningen och beräkningen av vattenytan väldigt mycket.

Om våtmarkerna verkligen anlades hydraulisk optimal utformade är lite tveksamt. Faktum är att det enbart fanns ett fåtal våtmarker som hade ett λ -värde större än 0,7. Uppskattningarna av den hydrauliska effektiviteten är dock subjektiva eftersom det ibland är svårt att bedöma vilket modellvärde en våtmark kan tillordnas dvs. vilken modellritning passar bäst till våtmarkens utformning. Det tillkommer att ritningarna av de nyanlagda våtmarkerna ibland inte var så noggranna. I vissa fall fanns det bara skisser, där det inte kunde fastställas om våtmarken anlades exakt enligt ritningen. λ -värdet framställer ett schablonvärde, alltså ett riktvärde. Siffrorna är därmed inte absoluta, vilket inte heller behövs för att få en uppskattning av retentionen. För att vara helt exakt behöver man annars information om volymen, flödes hastighet och vindens påverkan (Svensson et al., 2004).

Retentionsvärdena överskattades i våtmarker med ett litet våtmarksområde (mindre än 0,5 ha), eftersom ekvationen som den öppna vattenytan beräknades med leder till större vattenytor vid mindre våtmarksområde. Sedan delas kvävebelastningen per hektar våtmark med den aktiva vattenytans storlek. Ju mindre den aktiva ytan är desto högre blir kvävebelastningsvärdena. En liten aktiv yta kan dock inte fånga upp hur mycket kväve som helst. Det var därför nödvändigt att kontrollera resultatet genom att beräkna den hydrauliska belastningen (Svensson et al., 2004) för att kunna få en mer realistisk siffra för kväveretentionen, eftersom retentionen är mycket osäkert när den hydrauliska belastningen överskrider 0,5 m/dygn (Svensson et al., 2004). Då den hydrauliska belastningen ligger över den här gränsen måste värdena för belastningen korrigeras. Det betyder att man minskar tillrinningsområdets storlek för att få fram mindre belastningsvärde. Eftersom det bara handlar om ett matematiskt problem är det omöjligt att ta hänsyn till markanvändning och jordart när man minskar tillrinningsområdets storlek. Det dras bara bort en procentandel av belastningen enligt förhållandet nytt tillrinningsområdes storlek till modellerat tillrinningsområdes storlek. Kvävebelastningsvärdena visar därför inget samband till de ursprungliga tillrinningsområdena. Metoden är ändå nödvändigt för att kunna jämföra våtmarkerna på en basis av realistiska värden.

Som den sista men ändå viktiga felkälla anses osäkerheten med kostnaderna för våtmarken. I den här undersökningen utgås det ifrån kostnaderna som markägaren angav och som var stödberättigade. Risken finns att det uppstod högre kostnader som markägaren fick betala själv i efterhand och som därmed inte ingår i beräkningen. En annan möjlighet är att våtmarkernas anläggning genomfördes med pengar från olika stödprojekt. Det finns t.ex. några våtmarker som bredvid LBU-stödet även fick pengar från Kävlingeå-projektet. I de stödberättigade kostnaderna uppförs enbart belopp från LBU-stödet. Detta förfalskade bilden eftersom en våtmark kan vara kostnadseffektiv även om det inte stämmer överens med verkligheten. Det antas dock att det i så fall bara var ett fåtal våtmarker där kostnader underskattades i större omfattning.

6.2 Utvärdering av resultaten

Jämfört med våtmarker som Svensson et al. undersökte i sina studier år 2004, var belastningen på alla nyanlagda våtmarker relativt hög, nämligen större än 100 kg N/ha våtmark och år. Det betyder att anläggningen har skett på lämpliga platser. Högre kvävebelastning betyder högre kväveretention (Lagerkvist, 2004; Vymazal et al., 2006). Den höga kvävebelastningen möjliggjorde dessutom användningen av en noggrannare formel för beräkningen av kväveretentionen (Svensson et al., 2004).

Retentionen i de nyanlagda våtmarkerna i Skåne var mellan 170 och 1800 kg N/ha och år som betyder en avskiljning från 2 till 20 % av den ursprungliga kvävebelastningen. Retentionsvärdena från våtmarker som anlades med LIP-, LBU- och Miva/Lmiva-projektstöd i hela Sverige låg under 100 kg N/ha och år i genomsnitt (Svensson et al., 2004). Våtmarker som anlades utan projektstöd avskiljde ca 500 kg N/ha och år (Svensson et al., 2004). Retention i våtmarken Råbytorp år 2003 uppnådde 485 kg per hektar, vilket Wedding (2004) anser som relativt lågt. Jämförelsevis hade de i det här arbetet undersökta våtmarkerna i genomsnitt en högre kväveretention än de våtmarkerna som Svensson et al. (2004) undersökte och delvis på samma nivå som i Råbytorp. En av de i den här studien undersökta våtmarkerna har alltså enligt Wedding (2004) rätt låga retentionsvärde med under 200 kg/ha och år. 21 våtmarker visar kväveretention med mellan 200 och 500 kg N/ha och år vilket Theil-Nielsen et al. (2005) anser som genomsnittlig. 29 våtmarker har en övergenomsnittlig hög kväveretention med mellan 500 och 1800 kg/ha och år. Om man jämför extremvärdet från våtmark 64 som överstiger 1500 kg kväveretention per hektar vattenyta och år med resultaten från andra undersökningar, verkar det sannolikt att det har överskattats. Det kan t.ex. bero på en för liten aktiv vattenyta som anges vara enbart 0,20 ha vid ett våtmarksområde från 2,28 ha i våtmark 64. Å andra sidan uppskattar Theil-Nielsen et al. (2005) att reningskapaciteten i en våtmark under goda förhållanden kan överstiga 1000 kg N per hektar vattenyta och år.

Analyserna i den här rapporten visar att andel åkermark exklusive vall och träda helst ska vara över 80 % i tillrinningsområdet. Det stämmer rätt bra överens med undersökningar från Svensson et al. (2004) och Lagerkvist (2004) som kom fram till att andelen åkermark ska utgöra minst 70 % av tillrinningsområdet. Över hälften av våtmarkerna har åtminstone en andel åkermark exklusive vall och träda som intar över 60 % av tillrinningsområdets ytor, se tabell 9 (sidan 24). Det betyder att kväveläckagevärdena är rätt höga och att de våtmarkerna därmed har anlagts på en lämplig plats. Syftet närsaltsrening är däremot lite tvivelaktig för de våtmarkerna med mindre än 10 % åkermark eftersom belastningen inte är så särskilt hög. Anläggningen av våtmark 2, 3 och 17 hade på andra ställe kanske varit mer effektiva. Å andra sidan visade undersökningarna att markanvändningen inte är den enda faktorn som påverkar kväveretentionen. Våtmark 15 t.ex. som har 50 % åkermark nådde ändå lika låga retentionsvärde som våtmark 2 och 3. Det räcker därför inte att enbart ta hänsyn till andel åkermark i tillrinningsområdet utan även till belastningen.

Tillrinningsområdenas storlek beror på topografin och på dikningsföretag. Vattenytans storlek visade sig vara oberoende från tillrinningsområdets storlek. Det betyder att man inte tog så mycket hänsyn till tillrinningsområdet vid anläggningen av våtmarken. Tillrinningsområdets storlek påverkar dock belastningen och därmed retentionen. Holmström (2004) påstår att en damm ska vara högst 0,5 till 1 % stor i förhållande till tillrinningsområdets storlek för att ha en tillräcklig hög kvävebelastning. I det här arbetet kan denna tes inte bekräftas eftersom det saknades ett signifikant samband mellan de två storlekarna. Dessutom visar t.ex. våtmark 16 och 13 vattenytor som är större än 1 % av tillrinningsområdet men ändå har de retentionsvärde mellan 250 och 500 kg N/ha och år. De är till och med kostnadseffektiva. Våtmark 26 däremot har ett våtmarksområde som utgör 1 % av tillrinningsområdet men retentionen ligger under 200 kg N/ha och år. Ändå är den kostnadseffektiv med 20 kronor per kilogram kväveretention. Det är alltså svårt att göra en bedömning hur stort våtmarksområdet måste vara för att våtmarken är en effektiv och billig kvävefälla.

Det kan dock sägas att de 16 våtmarkerna med högsta kväveretentionsvärden (>755 kg N/ha och år) har ett våtmarksområde som är mindre än 2 % av tillrinningsområdets storlek. I fyra av de våtmarkerna med lägsta retentionsvärdena utgör våtmarksområdet mer än 6 % av tillrinningsområdet. Förhållandet mellan den öppna vattenytan och tillrinningsområdets storlek varierar så mycket att det är omöjligt att säga någonting allmänt.

Retentionen i våtmarken är mest beroende av kvävebelastningen (Vymazal et al., 2006) vilket användes för att kunna beräkna retentionsvärdena. Det logaritmiska sambandet som användes baserar på resultaten från provtagningar i en våtmark i Halland, tre våtmarker i Skåne och tre våtmarker i Norge. Svensson et al. (2004) ansåg sambandet som godtagbar men pekar ändå på att det finns felkällor i deras metoder vilka kan leda till att retentionen har över- men även underskattats. I det här arbetet visade sig att retentionen är till en viss del beroende av markanvändningen. Med ökande andel åkermark ökar även retentionsintensiteten. Detta samband förväntades eftersom markanvändningen påverkar kvävebelastningen. Dessutom hänger retentionen ihop med den aktiva vattenytan. Sambandet säger att ju mindre den aktiva vattenytan är ju större är retentionen per hektar våtmark. Att kväveretentionen minskar med en ökande aktiv vattenyta, vilket korrelationskoefficienten enligt Spearman på $-0,443$ påstår, låter osannolikt. Egentligen borde den verkliga retentionen i en våtmark vara större i våtmarker med stora aktiva vattenytor. En liten vattenyta borde ju vara kvävemättad relativt snabbt. Sambandet beror på den använda metoden, där man delar kvävebelastningen genom den aktiva vattenytan för att få fram retentionen per hektar. Syftet med denna metod är att möjliggöra en jämförelse mellan de olika våtmarkerna. Det leder dock till, att belastningen på de mindre våtmarkerna, speciellt de som är mindre än 1 ha, blir rätt höga. Med en högre belastning ökar även retentionen. En större våtmark behöver alltså egentligen en högre belastning i form av en högre andel åkermark eller ett större tillrinningsområde. I den här studien togs det inte hänsyn till om det finns punktutsläpp med höga kvävebelastningar i tillrinningsområdena. Eftersom det inte nämndes några punktutsläpp i projektbeskrivningen i våtmarksregistret på länsstyrelsen i Skåne län utgicks det ifrån att det inte fanns några speciella kvävekällor. Men även om retentionen per hektar aktiv vattenyta ökar ju mindre vattenytan är så ökar ändå den totala avskiljningen om vattenytan är större.

Den viktigaste faktor för verksamheter som t.ex. länsstyrelsen är kostnadseffektiviteten. Det har tyvärr inte hittats några exakta siffror som kostnadseffektiviteten kan jämföras med. Detta beror på skillnader i beräkningssättet. I Höjeå-projektet beräknas de genomsnittliga kostnader med 27 SEK/kg avskilt N och år (Theil-Nielsen et al., 2005). Där ingår dock enbart den årliga räntekostnaden, inte investeringskostnaden. I det här arbetet togs hänsyn enbart till investeringskostnaderna som var stödberättigade men det ingår t.ex. inga kostnader för skötsel. Hur länge våtmarkerna kommer att vara effektiva kvävefällor beror dock även på om de kommer att skötas. Det behövs ta bort kväve från tid till tid, så att nytt kväve kan bindas (Vymazal et al., 2006). De undersökta, med LBU-stöd nyanlagda våtmarkerna i Skåne var delvis rätt kostnadseffektiva med mindre än 50 SEK per kg N/ha aktiv vattenyta och år om det räknas med att våtmarken fungerar i 20 år utan kostnadseffektiva åtgärder. Fyra våtmarker hade en kostnadseffektivitet av mindre än 10 SEK per kg N/ha aktiv vattenyta och år. Ändå anlades fem våtmarker som knappt kan betecknas som kostnadseffektiva eftersom ett kilogram kväve som avskiljs per hektar och år kostar mer än 100 kronor under tiden 20 år.

Men det får inte glömmas att en våtmark uppfyller även andra funktioner bredvid närsaltsretentionen som t.ex. att gynna den biologiska mångfalden.

Att kostnadseffektiviteten visar ett svagt samband med jordartsfördelningen under åker och betesmark enligt en korrelationskoefficient från Spearman på $-0,276$, kan beror på högre läckagevärde vid sandhaltiga jordar som leder till en högre retention. Ändå anses jordartens påverkan som ganska liten och inte särskilt betydelsefullt. Men även markanvändningen visar bara ett svagt samband. Om man ska välja mellan en högre andel åkermark på lerhaltiga eller organiska jordarter och mindre åkermark men på sandhaltiga jordarter är andelen åkermark nog ändå viktigare än jordarten eftersom den påverkar kväveretentionen i större omfattning. Större påverkan har retentionen. Men det förväntades ett starkare samband. Kostnadseffektiviteten verkar dock mest påverkas av investeringskostnaderna. Kostnaderna för en våtmark kan bero på jordarten där våtmarken anläggs men även på topografin. Båda påverkar kostnaderna eftersom de bestämmer över anläggningssättet av våtmarken. Men kostnaderna för en våtmark ökar även med dess storlek, som en korrelationskoefficient på $0,387$ mellan totala stödbeloppet och våtmarksområdet visar. Enligt detta svaga samband är det lite dyrare att anlägga en större våtmark. Det svaga sambandet mellan kostnadseffektiviteten och retentionen kan egentligen bara förklaras genom att kostnaderna för våtmarkerna varierade extremt. Kväveretentionen ensamt är inget bra kriterium om inte kostnaderna vägs in. Tvärtom är enbart kostnadseffektiviteten egentligen inget bra kriteriet för att bedöma våtmarkernas kvalitet för miljön eftersom det inte är klart vad våtmarkskostnaderna beror på. Man måste ta hänsyn till båda komponenter. En våtmark som avskiljer mycket kväve är under synpunkten övergödningens problematik i haven värdefull men om den kostar för mycket att anlägga kan det vara mer lönsamt att anlägga två våtmarker som är mindre effektiva men som kostar lika mycket och avskiljer tillsammans kanske mer kväve än den dyra våtmarken.

6.3 Förslag för efterföljande studier

Kväveretentionen är en mycket mer komplicerat process och påverkas av många andra faktorer som inte har tagits hänsyn till. T.ex. minskar brist på organiskt material i sedimentet denitrifikationskapaciteten och därmed retentionsintensiteten (Craft, 1997). Det betyder att mer vegetation leder till högre halter av organiskt substans vilket är en möjlighet för att öka retentionen och därmed kostnadseffektiviteten i en våtmark. Vegetation är en viktig faktor som i det här arbetet inte alls togs hänsyn till eftersom den inte har hunnit än att etablera sig på större områden i de nyanlagda våtmarkerna. Vegetationen utvecklas under tiden och det innebär att retentionseffektiviteten i en våtmark förändras med tiden. När våtmarken växer igen missgynnas den hydrauliska effektiviteten men samtidigt gynnas denitrifikationen och sedimentationen och därmed närsaltsavskiljningen (Länsstyrelsen i västra Götalands län, 2007). Det vore intressant att undersöka vegetationens betydelse för närsaltsretentionen i de nyanlagda våtmarker t.ex. tio år efter deras anläggning. För att nå noggrannare resultat vore det viktigt att titta även på temperatur, pH-värde av vattnet och förekomst av olika kväveföreningar vilka spelar stor roll för retentionen av kväve (Bastviken, 2002).

En annan brist i det här arbetet är att inte fosforretentionen undersöktes. Fosfor bidrar betydande till övergödningen i haven. En våtmark kan vara en dålig kvävefälla men samtidigt avskilja mycket fosfor. Svensson et al. (2004) undersökte även fosforavskiljningen i svenska våtmarker. Det hittades dock inget tydligt samband som för kväveretentionen.

På grund av den osäkerheten, bristande data och tidsbegränsningen valdes därför att lämna ut fosfor ur undersökningarna. Det vore ändå viktigt att undersöka även fosforretentionen i de nyanlagda våtmarkerna.

Som analyserna visade är kostnadseffektiviteten mest beroende på anläggningskostnaderna. Därför vore det intressant att undersöka vilka faktorer som påverkar kostnaderna. Är det t.ex. topografin och jordarten som bestämmer över om en våtmark måste grävas eller dämmas upp? Bättre kunskap om anläggningskostnaderna kan underlätta att hitta en lämplig plats för anläggningen av en ny våtmark.

7. Slutsatser

I denna rapport har det försökts att bedöma kväveretentionen och kostnadseffektiviteten i de nyanlagda våtmarkerna. Det har visat sig att de påverkas av tillrinningsområdet i form av dess markanvändning och lite grann även genom jordarten. Men även den aktiva vattenytan har inflytande på retentionens effektivitet. I Skåne finns ingen klar uppdelning i vilka delar anläggningen av våtmarker är mest effektiv förutom att det är mest lönsamt om tillrinningsområdet består till över 80 % av åkermark helst på sandhaltiga jordarter. Våtmarkens storlek är inte beroende på tillrinningsområdets storlek. Däremot påverkas kvävebelastningen av tillrinningsområdets storlek. Vid höga belastningar nås bra retentionsintensitet.

Det är svårt att bestämma allmän giltiga bedömningskriterier. Undersökningen visade mest svaga signifikanta samband mellan retentionen eller kostnadseffektiviteten och de olika parametrarna: jordart, markanvändning och tillrinningsområdets storlek. Retentionen är beroende på kvävebelastningen vilken i sin tur mest påverkas av tillrinningsområdets storlek. Våtmarksområden som är i genomsnitt 2 % stora i förhållande till sitt tillrinningsområde har i 14 fall varit effektiva kvävefällor med en avskiljning mellan 755 och 1800 kg N/ha och år. Kostnadseffektiviteten är mest beroende på kostnaderna för varje enskilt våtmark. Kostnaderna i sin tur är beroende på faktorer som inte undersöktes i den här rapporten. 37 av de 51 undersökta våtmarkerna har en kostnadseffektivitet som ligger under 50 SEK per kg N/ha aktiv vattenyta och år (under tiden 20 år) vilket anses som kostnadseffektiv.

Arbetet har visat att Arc Hydro Tool är ett bra hjälpmedel som möjliggör en noggrann digitalisering från tillrinningsområdena baserade på topografin. Det är dock viktigt att resultaten anpassas efter dikningsföretag. Den öppna vattenytan påverkar resultaten mycket. Det vore därför bra att veta den exakta storleken och planera våtmarken så att den är hydrauliskt optimalt utformad.

Tack

Ett stort tack till:

Mina handledare Lukas Österling och Jens Morin från Länsstyrelsen i Malmö samt Andreas Persson från Giscentrum vid Lunds universitet för all den tid och energi ni har lagt på att hjälpa mig med mitt examensarbete.

Anna Broström från Geologi institutionen vid Lunds universitet som hjälpte mig vidare när jag hade kört fast.

Min sambo, miljöinspektör, Anders Lindén som ofta bollade idéer med mig och stöttade mig under arbetets gång.

Erik Lund för att han läste igenom arbetet och gav bra anmärkningar och förbättringsföreslag.

Viktor Kahlén för hjälpen med ArcGis och hjälpfulla diskussioner.

Lars Eklundh från institutionen för naturgeografi och ekosystemanalys för att ställa satellitbilder och Corine-data till förfogande.

Bengt Wedding från Ekologgruppen för hjälp med digitalisering av tillrinningsområdena för våtmarker inom Kävlingeå- och Höjeå-projektet.

Jenny Nilsson från Naturvårdsingenjörerna AB för upplysningar om beräkningssättet av tillrinningsområdenas storlek.

Lena Adriellson från Geologi institutionen vid Lunds universitet och Andreas Gustafsson från Länsstyrelsen i Malmö för hjälp vid översättningen av SGU:s jordartsklasser till FAO:s klassering.

Holger Johnsson från SLU för upplysningar om hur kvävebelastningen beräknades för de olika jordartsklasser och hur de kan översättas till SGU:s klassering.

Leif Ohlsson från Länsstyrelsen i Malmö för hjälp med att kolla upp dikningsföretag i arkivet och på datorn

Hela vattensektionen på länsstyrelsen i Malmö för hjälpfulla råd och diskussioner.

Bo Anselmson, markägare, för upplysningar om dikningsföretag i sin våtmarks tillrinningsområde.

Referenser

ASHMAN, M. R. & G. PURI, 2002. Essential soil science – a clear and concise introduction to soil science. - 198 s., Blackwell sciences Ltd, UK.

BASTVIKEN, S. K., 2002. Nitrogen removal in treatment wetlands – model and microcosm studies. Dept. of biology, IFM Linköpings universitet, - 104 s., Linköping.

BYDÉN, S., LARSSON, A.-M. & M. Olsson, 1996. Mäta vatten – undersökningar av sött och salt vatten. Andra upplagen, Göteborgs universitet, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, - 95 s., Udevalla.

CRAFT, C. B., 1997. Dynamics of nitrogen and phosphorus retention during wetland ecosystem succession. *Wetlands Ecology and management* 4, 177-187.

EKLUNDH, L., 2000. Geografisk informationsbehandling – Metoder och tillämpningar. - 348 s., Bygghörsningsrådet Stockholm.

EKSTRÖM, G. & E. MOHRÉN, 1966. Beskrivning till kartbladet Kävlinge. Sveriges geologiska undersökning SER. Ad Nr 6, - 120 s., Stockholm.

FLEISCHER, S., ANDRÉASSON, I.-M., HOLMGREN, G., JOELSSON, A., KINDT, T., RYDBERG, L. & L. STIBE, 1991. Markanvändning – vattenkvalitet. En studie I Laholmsbuktens tillrinningsområde. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 1989:10. 2:a upplagen, - 235 s., Halmstad.

FRITZ, Ö., 1996. Ytvattenvårdsprogram för Hallands län 1996, Del 2. Södra länsdelen, 97 Stensån-102 Suseån. Länsstyrelsen i Hallands län, Miljövårdsenheten, Meddelande 1996:13, 191 s., Halmstad.

GÅRDÖ, M. B. & M. WIIBURG 2001. Anlagda våtmarker och småvatten i jordbruksmark, rapport från kulturmiljöövervakning. Rapport från kunskapsavdelningen nr 2001:3, Riksantikvarieämbetet, - 18 s., Stockholm.

HOLMSTRÖM, K. 2004. Kävlingeå-projekt – Etapp II – slutrapport. Ekologgruppen på uppdrag av programberedningen för Kävlingeå-projektet, - 36 s., Landskrona.

JANSSON, M., ANDERSSON, R., BERGGREN, H. & L. LEONARDSON, 1994. Wetlands and lakes as nitrogen traps. *Ambio*, Volume XXIII nr 6, 1994, 320-325.

JOHNSON, H. & K. MÅRTENSSON, SLU, 2002. Kväveläckage från svensk åkermark. – Beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999, Underlagsrapport för TRK. Naturvårdsverket, Rapport nr 5248, - 89 s., Stockholm.

JORDBRUKSVERKET. 2007. Miljöersättningar 2007. 63 s., Jönköping.

- JURY, W. A., GARDNER, W. R. & W. H. GARDNER, 1991. Soil physics. 5. ed., - 328 s., New York.
- KELLNER, E., 2003. Wetlands – different types, their properties and functions. Dept. of Earth Sciences/Hydrology, Uppsala University, Technical report TR-04-08, - 69 s., Stockholm.
- LAGERKVIST, N., 2004. Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet – kriterier för av växtnäring med beaktande av biologisk mångfald och kulturmiljö. Rapport 2004:2 Jordbruksverket, Miljö- och regionalstödsenheten, - 102 s., Jönköping.
- LÄNSSTYRELSEN FÖR VÄSTRA GÖTALANDS LÄN, 2007. Anlagda våtmarker i Västra Götalands län – arealer och kvalitetsbedömning del 1. – 48 s., Göteborg.
- LÄNSSTYRELSEN I SKÅNE LÄN, 2006. Våtmarksstrategi för Skåne – Fler, större, grönare och mångsidigare. Remissversion, - 27 s., Malmö.
- LÖFROTH, M., 1991. Våtmarkerna och deras betydelse. Naturvårdsverket, Rapport nr 3824, – 93 s., Solna.
- LÖNNGREN, G., 1994. Våtmark – renare vatten och rikare livsmiljö. MOVIUM Sveriges Landbruksuniversitet, Agenda 21 utvecklingsguide, nr 1, - 68 s.
- MAURICE, C., KYLEFORS, K. & A. LAGERKVIST, 2001. Denitrification in constructed wetlands in cold climate regions – Review. 2001:04, Dept. of environmental engineering, division of waste science & technology, Luleå university of technology, - 39 s., Luleå.
- MOORE, P. D., 2006. Wetlands. – Biomes of the earth, - 213 s., New York.
- NATURVÅRDSVERKET, 2003. Myllrande våtmarker – underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Rapport nr 5328, Naturvårdsverket, - 63 s., Stockholm.
- PERSSON, J., 1997. Utformning av dammar: en litteraturstudie med kommentarer om dagvatten-, polerings- och miljödammor. Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers Teknisk Högskola, Rapport B:63, - 70 s., Göteborg.
- SVENSSON, J., STRAND, J., SAHLÈN, G. & S. WEISNER, 2004. Rikare mångfald och mindre kväve – Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landskapsutvecklingsstöd. Rapport nr 5362, Naturvårdsverket, - 126 s., Stockholm.
- SÖDERQVIST, T., 2002. Constructed wetlands as nitrogen sinks in Southern Sweden: an empirical analysis of cost determinants. Beijer reprint series nr 169, reprinted from ecological engineering 19 (2002), 161-173.
- THEIL-NIELSEN, J., PERSSON, P. & L. KAMP NIELSEN, 2005. Rent vand – Helt enkelt!, Rent vatten i Öresundsregionen – En håndbog med mange gode metoder og ideer der kan hjælpe os med at få rent vand. Helsingborg stad och Københavns Universitet, - 136 s.

THORÉN, A.-K., 2005. Urea transformation and nitrogen retention in wetlands. Dissertation nr. 18, Dep. of biology and environmental science, University of Kalmar, - 119 s.

TONDESKI, K., WEISNER, S., LANDIN, J. & H. OSCARSSON, 2002. Våtmarksboken – Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA Rapport 3, – 270 s., Västervik.

VYMAZAL, J., GREENWAY, M., TONDESKI, K., BRIX, H. & Ü. MANDER, 2006. Constructed wetlands for wastewater treatment. – Ecological studies 190, 2006. Wetlands and natural resource management, Berlin, Heidelberg, 69-96.

WEDDING, B., 2004. Näringsämnereduktion i nyanlagda dammar – Höjeåprojektet & Kävlingeåprojektet. Ekologgruppen aktuella resultat nr 3 – 2004, Landskrona.

WETZEL, R. G., 2001. Limnology – Lake and river ecosystems. 3:edition, - 1006 s., London, San Diego.

WIEDERHOLM, T., BENGTSSON, M., CHRISTENSEN, A., COLLVIN, L., GÖTHE, L., JANSSON, M., JOHANSSON, C., LINDESTROM, L., OLSSON, L., THÖRNELOF, E. & A. WARD, 1999. Sjöar och vattendrag – bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Naturvårdsverket, rapport nr 4913, - 101 s, Stockholm.

Internet

- http://www-nrciws.slu.se/TRK/metod_retention.htm, 2007-05-08
- <http://www.lwr.kth.se/grundutbildning/1B1035/oevningar/beskrivning%20av%20jordartskartor.pdf>, 2007-04-29
- TRK-projekt, på uppdrag av Naturvårdsverket, SLU och SMHI i samverkan, <http://www-nrciws.slu.se/TRK/hamtatem.htm>, 2006

Bilaga

Tabell 10: Översättning från SGU:s jordartsklasser till den internationella kornstorleksfördelningen från FAO.

SGU:s jordartsklasser (enligt Atterberg)	Definition SGU	FAO:s jordartsklasser	Definition FAO
finkornig jordart, silt (glacial och postglacial)	< 5% ler	silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
Finsand (glacial och postglacial)	< 5% ler	loamy sand	0-15% ler, 0-30% silt, 70-90% sand
fluvialt sediment, ler--grovsilt; sväm (postglacialt, yngre)	5-15% ler	silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
Fyllning på okänt underlag		loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
Glacial finlera	> 25% ler	silty clay loam	27-40% ler, 40-73% silt, 0-20% sand
Glacial grovlera	15-25% ler	silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
Glacial grovlera med tunt ytlager av torv	organiskt jordart	clay	
Glacial grovsilt	< 5% ler	silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
Glacial lera, ospecificerad	> 25% ler	clay loam	27-40% ler, 15-53% silt, 20-45% sand
Glacial lera, ospecificerad med tunt ytlager av torv	organiskt jordart	clay	
Glacial mellanlera	25-30% ler	silty clay loam	27-40% ler, 40-73% silt, 0-20% sand
Glacial sand	< 2% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
Glacial styv lera	40-60% ler	silty clay	40-60% ler, 40-60% silt, 0-20% sand
glacialt finkornigt sediment, ler; finlera	> 25% ler	silty clay loam	27-40% ler, 40-73% silt, 0-20% sand
glacialt finkornigt sediment, ler; grovlera	15-25% ler	loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
glacialt sediment, silt--sand	< 5% ler	sandy loam	0-20% ler, 0-45% silt, 50-85% sand
Grovsilt (glacial och postglacial)	< 5% ler	silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
Grovsilt--finsand (glacial och postglacial)	< 5% ler	sandy loam	0-20% ler, 0-45% silt, 50-85% sand
Gyttja	organiskt jordart	clay	
Isälvssediment, grovsilt--block	< 5% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
isälvssediment, grovsilt--block; intermoräna i dagen	< 5% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
isälvssediment, grovsilt--block; isälvsvlagring i allmänhet	< 5% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
Isälvssediment, mellansand--grovsand	< 5% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
Lergyttja--gyttjelera	organiskt jordart	clay	
Lerig grovsilt--finsand (glacial och postglacial)	5-15% ler	sandy loam	0-20% ler, 0-45% silt, 50-85% sand
Lerig mellansand--grovsand (glacial och postglacial)	5-15% ler	loamy sand	0-15% ler, 0-30% silt, 70-90% sand
Mellansand--grovsand (glacial och postglacial)	< 5% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
Mellansand--grovsand (glacial och postglacial) med tunt ytlager av torv	organiskt jordart	clay	
Morän, lerig sandig	5-15% ler	loamy sand	0-15% ler, 0-30% silt, 70-90% sand
morän, lerig sandig (sandig-moig)	5-15% ler	loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
Morän, lerig sandig-siltig	5-15% ler	loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
Morän, lerig sandig-siltig; med tunt ytlager av torv	organiskt jordart	clay	
Morän, sandig	< 5% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
morän, sandig (sandig-moig)	< 5% ler	loamy sand	0-15% ler, 0-30% silt, 70-90% sand
Morän, sandig-siltig	< 5% ler	silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
moränfinlera	> 25% ler	clay loam	27-40% ler, 15-53% silt, 20-45% sand
morängrovlera	15-25% ler	loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
Morängrovlera med tunt ytlager av torv	organiskt jordart	clay	
moräntäcke på isälvssediment, grovsilt--block		loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
organisk jordart, gyttja	organiskt jordart	clay	
organisk jordart, torv; kärr	organiskt jordart	clay	
Postglacial finlera	> 25% ler	silty clay loam	27-40% ler, 40-73% silt, 0-20% sand
Postglacial finsand	> 25% ler	loamy sand	0-15% ler, 0-30% silt, 70-90% sand

SGU:s jordartsklasser (enligt Atterberg)	Definition SGU	FAO:s jordartsklasser	Definition FAO
Postglacial grovlera	5-15% ler	loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
Postglacial grovsilt	< 5% ler	silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
Postglacial lera, ospecificerad	> 25% ler	clay loam	27-40% ler, 15-53% silt, 20-45% sand
Postglacial mellansand--grovsand	< 5% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
postglacialt finkornigt sediment, ler; lera	> 25% ler	clay loam	27-40% ler, 15-53% silt, 20-45% sand
postglacialt grovkornigt sediment, finsand	5-15% ler	loamy sand	0-15% ler, 0-30% silt, 70-90% sand
postglacialt grovkornigt sediment, mellansand--grovsand	5-15% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
Postglacialt grus	< 5% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
postglacialt sediment, lergyttja--gyttjelera	organiskt jordart	clay	
Sedimentär berggrund		loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
Sedimentär berggrund med tunt ytlager av grovsilt--finsand (glacial och postglacial)	5-15% ler	sandy loam	0-20% ler, 0-45% silt, 50-85% sand
Sedimentär berggrund med tunt ytlager av morän, lerig sandig	5-15% ler	sandy loam	0-20% ler, 0-45% silt, 50-85% sand
Sedimentär berggrund med tunt ytlager av morän, lerig sandig-siltig	5-15% ler	loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
Sedimentär berggrund med tunt ytlager av morän, sandig	< 5% ler	loamy sand	0-15% ler, 0-30% silt, 70-90% sand
Sedimentär berggrund med tunt ytlager av morän, sandig-siltig	< 5% ler	silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
Sedimentär berggrund med tunt ytlager av morängrovlera	15-25% ler	loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
Silt (glacial och postglacial)	< 5% ler	silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
Silt (glacial och postglacial) med tunt ytlager av torv	organiskt jordart	clay	
Skålla, sandsten		beror på morän runt omkring	
Skålla, sedimentär berggrund		beror på morän runt omkring	
Svämsediment, ler--grus (postglacialt, yngre)	5-15% ler	loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
Svämsediment, ler--silt (postglacialt, yngre)	5-15% ler	silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
Svämsediment, sand (postglacialt, yngre)	< 5% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
tunt ytlager av torv på postglacial finsand	organiskt jordart	clay	
morän, lerig	> 25% ler	clay loam	27-40% ler, 15-53% silt, 20-45% sand
postglacial sand--block	< 5% ler	sand	
eoliskt sediment		silt loam	0-27% ler, 45-89% silt, 0-50% sand
Sedimentär berggrund med tunt ytlager av mellansand--grovsand	< 5% ler	sand	0-10% ler, 0-15% silt, 85-100% sand
urberg		loam	7-27% ler, 27-50% silt, 23-52% sand
Torv, mosse	Organiskt jordart	clay	

Tabell 11: Våtmarkslista med de viktigaste data över de undersökta våtmarkerna

Våtmark	Fastighetsbeteckning, Kommun	datum för godkänd slutbesiktning (YYYY-MM-DD)	Totala stödberättigade kostnader (SEK)	Våtmarksområde (ha)	Tillrinningsområdets storlek (ha)	Öppen vattenyta (ha)	Retention kg/ha år	Kostnads-effektivitet SEK/kg N/ha år	Ingår i analyserna
1	Uddarp 1:2, Vä 49:11, Kristianstad	2002-09-05	460000	1,74	33,31	0,72			nej
2	Sjöberga 1:18, 1:23, Hässleholm	2003-08-21	562500	1,7	302,69	0,89	336,2614	90,32	ja
3	Ljungaskog 13:33, Ljungaskog 13:13, Örkeljunga	2002-09-03	80400	1,31	70,26	0,71	266,0217	15,13	ja
4	Månstorp 1:13, Vellinge	2003-03-25	400000	3,36	78,20	0,82	350,1147	57,12	ja
5	Simmelsberga 8:3, Olstorp 1:1, Svalöv	2002-09-04	140000	1,54	80,32	0,60	399,2115	17,53	ja
6	Fjälkestad 33:16, Kristianstad	2004-02-13	108000	9,8	145,75	2,66			nej
7	Odersberga 8:1, Fjälkestad 33:16, Kristianstad	2003-04-29	400000	1,62	162,31	0,81			nej
8	Nöbbelev 4:2, 8:7, 5:4, Kristianstad	2003-12-02	1259630	9,08	90,50	2,65	269,696	233,53	ja
9	Krislinge 43:1, Lejonet *1, Östra Göinge	2003-01-24	250000	0,84	178,39	0,48	966,4733	13,94	ja
10	Lyby 51:1, 52:1, Hörby	2003-05-09	404955	2,02	90,88	1,15			nej
11	Strö 13:11, Kristianstad	2003-03-12	300000	2,64	223,37	0,62	896,0656	18,04	ja
12	Alberta 5:20, 2:21, Staffanstorp	2002-10-31	66250	0,43	17,75	0,09			nej
13	Lyngby 12:7, Lund	2002-11-29	335000	0,98	76,64	0,56	792,4341	21,14	ja
14	Kolema 3:55, Svalöv	2003-04-15	160000	4,68	56,05	2,11			nej
15	Hjälmslund 2:1, Tranarp 16:3, 26:1, 1:5, 1:4, Starby 9:1, 9:2, Klippan	2003-06-06	200000	17,4	92,31	0,61	385,5481	25,94	ja
16	Borgeby 16:8, Lomma	2003-04-29	212000	2,68	120,74	1,93	472,5012	22,43	ja
17	Sövdeborg 1:65, Sjöbo	2003-03-25	648000	5,95	109,47	0,77	388,4516	83,41	ja
19	Löddeköpinge 75:1, 94:1, Kävlinge	2004-01-08	236667	3,62	179,22	2,81	589,5865	20,07	ja
20	Borgeby 5:2, Lomma	2004-01-08	1183333	0,75	199,98	1,24	489,2937	120,92	ja
21	Kulla Gunnarstorp 1:21, Helsingborg	2003-06-12	524000	6,54	114,82	0,61	588,9773	44,48	ja
22	Kristinelund 2:3, Helsingborg	2003-05-08	506400	2,56	30,18	1,66	252,603	100,24	ja
23	Näsby 3:16, Sjöbo	2003-11-07	888000	3,86	353,76	1,12	851,3982	52,15	ja
24	Tosteberga 28:1, Östra Ljungby 20:5, Kristianstad	2004-03-25	706500	9,17	40,72	1,16			nej
25	Tunby 71:1, Tomelilla	2004-02-20	400000	8,25	128,64	0,81	681,9046	29,33	ja
26	Bensige 4:2, Svalöv	2004-05-14	70000	0,46	44,54	2,50	176,2051	19,86	ja
27	Mardal 2:17, Perstorp 2:3, Ängelholm	2005-09-22	154000	0,55	64,49	0,14			nej
29	Sillaröd 1:35, Tomelilla	2003-11-07	125000	0,21	340,05	0,56	739,019	13,77	ja

Våtmark	Fastighetsbeteckning, Kommun	datum för godkänd slutbesiktning (YYYY-MM-DD)	Totala stödberättigade kostnader (SEK)	Vatmarksområde (ha)	Tillrinningsområdets storlek (ha)	Öppen vattenyta (ha)	Retention kg/ha år	Kostnads-effektivitet SEK/kg N/ha år	Ingår i analyserna
30	Östraby 6:11, 13:9, Hörby	2004-02-13	330000	2,42	123,92	0,52	670,5591	24,61	ja
31	Hylteberga 19:20, Skurup	2003-11-12	377000	1,73	43,33	0,44			nej
32	Borrie 8:2, 6:2, 4:1, Högestad 36:1, Ystad	2004-05-18	107000	8,26	141,54	0,81	727,1564	7,36	ja
33	Stävie 12:3, 3:50, Kävlinge	2003-10-30	450000	0,96	216,82	4,72	288,6862	78,10	ja
34	Örtofta 21:1, Eslöv	2004-01-08	246000	1,08	44,22	0,42	479,0451	25,68	ja
35	Bårslöv 16:2, Helsingborg	2004-03-10	50000	0,58	32,69	0,24	946,5031	2,64	ja
36	Herrestad 14:2, Ystad	2005-07-19	445000	2,08	400,54	0,58	901,827	24,67	ja
37	Hofterup 5:2, Kävlinge	2004-12-16	103160	5,81	266,76	1,47			nej
38	Barsebäck 2:3, Kävlinge	2004-12-16	103160	5,26	66,44	1,37			nej
39	Bromma 15:1, Ystad	2006-09-20	500000	2,46	91,34	0,60	492,264	50,79	ja
40	Tostarp 1:1, Helsingborg	2005-04-05	595008	1,63	189,88	0,91	676,2876	43,99	ja
41	Charlottenlund 1:1, Ystad	2004-11-25	310477	2,05	162,31	0,76	789,2755	19,67	ja
42	Östra Herrestad 63:1, Simrishamn	2005-09-22	712400	2,91	248,63	0,94			nej
43	Vittskövle 99:1, 48:5, Kristianstad	2006-04-10	220000	0,75	107,27	0,71	703,3857	15,64	ja
44	Fjärshus 1:7, Ystad		265000	2,38	406,25	0,61	839,418	24,25	ja
45.5	Årsjö 31:14, Ystad	2005-08-18	1300000	0,7	213,00	0,85			nej
45.6	Årsjö 31:14 Ystad	2005-08-18	88333	1,8	288,25	0,68			nej
45.7	Krageholm 1:1, Ystad	2005-08-18	176667	2,07	328,54	0,83			nej
46	Viderup 1:6, Igelösa 1:2; Eslöv	2005-10-12	1335000	4,29	1543,00	0,65	1046,564	63,78	ja
48	Örtofta 3:2, Viderup 1:7, Eslöv	2005-11-08	1200000	1	80,33	1,22	463,4781	129,46	ja
49	Torrlösa 22:1, 1:18, Södra Svalöv 18:1, Svalöv	2005-09-08	190000	2,34	152,59	0,72			nej
50	Assmåsa 4:56, Bellingaröd 1:1, Sjöbo	2005-10-07	880000	4,28	484,71	0,58	756,598	89,33	ja
51	Assmåsa 4:56; Sjöbo	2005-10-07	172000	1,39	166,00	0,68	495,6635	26,65	ja
52	Södra Möinge 4:5, 10:2, 5:3, 4:11, Svalöv		180000	0,56	341,50	0,75	904,6843	9,95	ja
53	Östra Kattarp 180:29, Malmö		380000	1,14	70,44	1,04	611,3728	31,08	ja
54	Östra Kattarp 180:30, Malmö	2006-11-02	86000	1,58	24,00	1,23	311,6907	13,80	ja
55	Gryby 8:7, Eslöv	2006-11-02	570000	3,21	190,63	1,04	528,1705	53,96	ja
56	Vanstad 13:13, Sjöbo		491500	4,31	330,00	0,67	776,7269	31,64	ja
57	Hässlunda 18:2, Helsingborg		730000	3,25	194,51	0,72	861,5132	42,37	ja
58	Veberöd 1:10, Lund	2006-09-20	200000	1,09	89,02	0,84	459,6922	21,75	ja
59	Lilla Markie 1:2, Trelleborg	2005-11-23	225000	1,37	327,24	1,54	1153,732	9,75	ja

Våtmark	Fastighetsbeteckning, Kommun	datum för godkänd slutbesiktning (YYYY-MM-DD)	Totala stödberättigade kostnader (SEK)	Vatmarksområde (ha)	Tillrinningsområdets storlek (ha)	Öppen vattenyta (ha)	Retention kg/ha år	Kostnads-effektivitet SEK/kg N/ha år	Ingår i analyserna
60	Alestadtorp 1:2, Sjöbo	2005-11-22	195500	2,07	106,72	0,25	531,3161	18,40	ja
61	Marvinsholm 1:9, Ystad	2005-09-16	167000	1,63	306,14	1,08	640,5862	13,03	ja
62	Hammar S:9, 10:32, Kristianstad	2006-01-13	1200000	6,2	145,58	0,88			nej
64	Hammarlunda 12:5, Revinge 35:1, 1:10, Eslöv	2006-06-13	435000	2,28	463,35	0,85	1796,095	12,11	ja
65	Källs Nöbbelöv 12:1, Värmö 8:2, 2:4, Svalöv	2006-06-22	765000	3,7	178,61	1,01			nej
66	Sänna 5:21, Tranarp 3:16, Åstorp	2006-06-22	292000	2,14	71,57	0,65	440,5223	33,14	ja
67	Assmåsa 4:10, 5:68, Vasen 1:1, Sjöbo	2006-06-14	343000	3,03	177,77	1,48	1035,253	25,45	ja
68	Hassle Bösarp 1:3, Skurup	2006-06-14	370000	0,99	88,75	1,17	656,6022	28,18	ja
69	Hjularöd 1:2, Säljeröd 3:2, Hörby		4013000	28,0	1021,51	5,33	752,9316	434,03	ja
70	Hustofta 8:1, Höganäs		1170000	5,9	228,95	0,86			nej
71	Årsjö 31:18, 31:14, Ystad		660000	4,18	328,54	1,76			nej
72.0	Norra Varalöv 8:11, Ängelholm	2006-09-19	54706	0,41	91,04	0,48			nej
72.1	Spannarp 1:3, Spannarp 1:4, Åvarp 3:1, Ängelholm	2006-09-19	820594	6,7	58,44	1,63			nej
73.0	Häckeberga 2:9, Lund	2006-09-21	781600	5,64	236,43	0,92	441,4984	99,35	ja
73.1	Häckeberga 2:9, Lund	2006-09-21	195400	1,36	67,07	1,46	452,6033	24,23	ja

Lunds Universitets Naturgeografiska institution. Seminarieuppsatser. Uppsatserna finns tillgängliga på Naturgeografiska institutionens bibliotek, Sölvegatan 12, 223 62 LUND. Serie startade 1985.

The reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography, University of Lund, Sölvegatan 12, S-223 62 Lund, Sweden.
Report series started 1985.

79. Ullman, M., (2001): El Niño Southern Oscillation och dess atmosfäriska fjärrpåverkan.
80. Andersson, A., (2001): The wind climate of northwestern Europe in SWECLIM regional climate scenarios.
81. Laloo, D., (2001): Geografiska informationssystem för studier av polyaromatiska kolväten (PAH) – Undersökning av djupvariation i BO01-området, Västra hamnen, Malmö, samt utveckling av en matematisk formel för beräkning av PAH-koncentrationer från ett kontinuerligt utsläpp.
82. Almqvist, J., Fergéus, J., (2001): GIS-implementation in Sri Lanka. Part 1: GIS-applications in Hambantota district Sri Lanka : a case study. Part 2: GIS in socio-economic planning : a case study.
83. Berntsson, A., (2001): Modellerings av reflektans från ett sockerbetsbestånd med hjälp av en strålningsmodell.
84. Umegård, J., (2001): Arctic aerosol and long-range transport.
85. Rosenberg, R., (2002): Tetratermmodellering och regressionsanalyser mellan topografi, tetraterm och tillväxt hos sitkagran och lärk – en studie i norra Island.
86. Håkansson, J., Kjörning, A., (2002): Uppskattning av mängden kol i trädform – en metodstudie.
87. Arvidsson, H., (2002): Coastal parallel sediment transport on the SE Australian inner shelf – A study of barrier morphodynamics.
88. Bemark, M., (2002): Köphultssjöns tillstånd och omgivningens påverkan.
89. Dahlberg, I., (2002): Rödlistade kärleväxter i Göteborgs innerstad – temporal och rumslig analys av rödlistade kärleväxter i Göteborgs artdataarkiv, ADA.
90. Poussart, J-N., (2002): Verification of Soil Carbon Sequestration - Uncertainties of Assessment Methods.
91. Jakubaschk, C., (2002): Acacia senegal, Soil Organic Carbon and Nitrogen Contents: A Study in North Kordofan, Sudan.
92. Lindqvist, S., (2002): Skattning av kväve i gran med hjälp av fjärranalys.
93. Göthe, A., (2002): Översvämningskartering av Vombs ängar.
94. Lööv, A., (2002): Igenväxning av Köphultasjö – bakomliggande orsaker och processer.
95. Axelsson, H., (2003): Sårbarhetskartering av bekämpningsmedels läckage till grundvattnet – Tillämpat på vattenskyddsområdet Ignaberga-Hässleholm.
96. Hedberg, M., Jönsson, L., (2003): Geografiska Informationssystem på Internet – En webbaserad GIS-applikation med kalknings- och försurningsinformation för Kronobergs län.
97. Svensson, J., (2003): Wind Throw Damages on Forests – Frequency and Associated Pressure Patterns 1961-1990 and in a Future Climate Scenario.

98. Stroh, E., (2003): Analys av fiskrättsförhållandena i Stockholms skärgård i relation till känsliga områden samt fysisk störning.
99. Bäckstrand, K., (2004): The dynamics of non-methane hydrocarbons and other trace gas fluxes on a subarctic mire in northern Sweden.
100. Hahn, K., (2004): Termohalin cirkulation i Nordatlanten.
101. Lina Möllerström (2004): Modelling soil temperature & soil water availability in semi-arid Sudan: validation and testing.
102. Setterby, Y., (2004): Igenväxande hagmarkers förekomst och tillstånd i Västra Götaland.
103. Edlundh, L., (2004): Utveckling av en metodik för att med hjälp av lagerföljdsdata och geografiska informationssystem (GIS) modellera och rekonstruera våtmarker i Skåne.
104. Schubert, P., (2004): Cultivation potential in Hambantota district, Sri Lanka
105. Brage, T., (2004): Kvalitetskontroll av servicedatabasen Sisyla
106. Sjöström., M., (2004): Investigating Vegetation Changes in the African Sahel 1982-2002: A Comparative Analysis Using Landsat, MODIS and AVHRR Remote Sensing Data
107. Danilovic, A., Stenqvist, M., (2004): Naturlig föryngring av skog
108. Materia, S., (2004): Forests acting as a carbon source: analysis of two possible causes for Norunda forest site
109. Hinderson, T., (2004): Analysing environmental change in semi-arid areas in Kordofan, Sudan
110. Andersson, J., (2004): Skånska småvatten nu och då - jämförelse mellan 1940, 1980 och 2000-talet
111. Tränk, L., (2005): Kadmium i skånska vattendrag – en metodstudie i föroreningsmodellering.
112. Nilsson, E., Svensson, A.-K., (2005): Agro-Ecological Assessment of Phonxay District, Luang Phrabang Province, Lao PDR. A Minor Field Study.
113. Svensson, S., (2005): Snowcover dynamics and plant phenology extraction using digital camera images and its relation to CO₂ fluxes at Stordalen mire, Northern Sweden.
114. Barth, P. von., (2005): Småvatten då och nu. En förändringsstudie av småvatten och deras kväveretentionsförmåga.
115. Areskoug, M., (2005): Planering av dagsutflykter på Island med nätverkanalys
116. Lund, M., (2005): Winter dynamics of the greenhouse gas exchange in a natural bog.
117. Persson, E., (2005): Effect of leaf optical properties on remote sensing of leaf area index in deciduous forest.
118. Mjöfors, K., (2005): How does elevated atmospheric CO₂ concentration affect vegetation productivity?
119. Tollebäck, E.,(2005): Modellering av kväveavskiljningen under fyra år i en anlagd våtmark på Lilla Böslid, Halland
120. Isacsson, C., (2005): Empiriska samband mellan fältdata och satellitdata – för olika bokskogområden i södra Sverige.
121. Bergström, D., Malmros, C., (2005): Finding potential sites for small-scale Hydro Power in Uganda: a step to assist the rural electrification by the use of GIS

122. Magnusson, A., (2005): Kartering av skogsskador hos bok och ek i södra Sverige med hjälp av satellitdata.
123. Levallius, J., (2005): Green roofs on municipal buildings in Lund – Modeling potential environmental benefits.
124. Florén, K., Olsson, M., (2006): Glacifluviala avlagrings- och erosionsformer I sydöstra Skåne – en sedimentologisk och geomorfologisk undersökning.
125. Liljewalch-Fogelmark, K., (2006): Tågbuller i Skåne – befolkningens exponering.
126. Irminger Street, T., (2006): The effects of landscape configuration on species richness and diversity in semi-natural grasslands on Öland – a preliminary study.
127. Karlberg, H., (2006): Vegetationsinventering med rumsligt högupplösande satellitdata – en studie av QuickBird-data för kartläggning av gräsmark och konnektivitet i landskapet.
128. Malmgren, A., (2006): Stormskador. En fjärranalytisk studie av stormen Gudruns skogsskador och dess orsaker.
129. Olofsson, J., (2006): Effects of human land-use on the global carbon cycle during the last 6000 years.
130. Johansson, T., (2006): Uppskattning av nettoprimärproduktionen (NPP) i stormfällan efter stormen Gudrun med hjälp av satellitdata.
131. Eckeskog, M., (2006) Spatial distribution of hydraulic conductivity in the Rio Sucio drainage basin, Nicaragua.
132. Lagerstedt, J., (2006): The effects of managed ruminants grazing on the global carbon cycle and greenhouse gas forcing.
133. Persson, P., (2007) Investigating the Impact of Ground Reflectance on Satellite Estimates of Forest Leaf Area Index
134. Valoczi, P. (2007) Koldioxidbalans och koldioxidinnehållsimulering av barrskog i Kristianstads län, samt klimatförändringens inverkan på skogen.
135. Johansson, H. (2007) Dalby Söderskog - en studie av trädarternas sammansättning 1921 jämfört med 2005
137. Kalén, V. (2007) Analysing temporal and spatial variations in DOC concentrations in Scanian lakes and streams, using GIS and Remote Sensing