

# Skogsbrukets påverkan på övergödning och försurning

My Mattsson

2018



**LUNDS**  
UNIVERSITET

My Mattsson

MVEM12 Examensarbete för naturvetenskaplig examen 30 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Cecilia Akselsson, Institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap, Lunds universitet

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2018

# Abstract

Acidification and eutrophication are central environmental problems in Sweden, which effects biodiversity. The Swedish forestry may contribute significantly to these environmental problems. The forestry measures that may have a major impact on nitrogen levels in groundwater and increased soil acidification are harvesting, fertilization and whole-tree harvesting. Studies have shown that even storm damage can contribute to nitrogen leaching and acidification of drainage water. The rising nitrogen levels originates in that there are no vegetation left that can pick up the nitrogen or bind it to the ground, when the trees are harvested or storm felled. Increased nitrate concentrations in the soil water may also provide an acidifying effect with reduced pH and decreased acid neutralizing ability (ANC). In this study, effects of clearcuts, thinnings, fertilization and storm damage on nitrogen levels and acidification parameters in the soil water are studied. The effects are related to the nitrogen deposition gradient, with increasing deposition from north to southwest. The results indicate that clearcutting, fertilization and storm damage in most cases, and in one case for thinning, increase the levels of nitrate in groundwater. However, the different forestry measures and the storm damage have a different magnitude of impact on nitrate content in the soil water. The acid-related parameters pH, ANC and inorganic Al were also affected by clearcutting, thinning, fertilization and storm damage. At high levels of nitrate in the groundwater, the pH, ANC decreased and the level of inorganic Al increased. To some extent, the effects were more extensive in areas with more nitrogen deposition, but a couple of sites did not follow the nitrogen deposition gradient, which suggests that there are other factors that affect the concentration of nitrate, more than gradient differences. Future studies with more sites are required to further increase the understanding of effects of forest management.



# Innehållsförteckning

<b>Abstract</b> .....	<b>3</b>
<b>Innehållsförteckning</b> .....	<b>5</b>
<b>Inledning</b> .....	<b>7</b>
<i>Syfte</i> .....	8
<i>Hypotes</i> .....	9
<b>Bakgrund</b> .....	<b>10</b>
<i>Övergödning</i> .....	10
<i>Försurning</i> .....	12
<i>Konflikter mellan miljömål vid ett intensifierat skogsbruk</i> .....	13
<b>Metod</b> .....	<b>15</b>
<i>Krondropps nätet</i> .....	15
<i>Lokalbeskrivning</i> .....	16
<i>Bearbetning av data</i> .....	20
<b>Resultat</b> .....	<b>21</b>
<i>Avverkning</i> .....	21
NO <sub>3</sub> -N.....	21
pH.....	23
ANC.....	24
Oorganiskt aluminium (ooAl) .....	26
<i>Gallring</i> .....	27
NO <sub>3</sub> -N .....	27
pH.....	28
ANC.....	28
Oorganiskt aluminium (ooAl) .....	29

<i>Stormskador</i> .....	29
NO <sub>3</sub> -N: .....	29
pH .....	31
ANC .....	33
Oorganiskt aluminium (ooAl) .....	35
<i>Gödsling</i> .....	37
<i>Geografiska skillnader i effekter</i> .....	39
Avverkning .....	39
Stormar .....	39
Gallring .....	39
<b>Diskussion</b> .....	<b>40</b>
<i>Kvävehalter jämfört med tidigare studier</i> .....	40
<i>Jämförelse mellan de olika skogsåtgärderna samt stormskador</i> .....	41
<i>pH, ANC och ooAl</i> .....	41
<i>Skogsbrukets påverkan på "Ingen övergödning" och "Bara naturlig försurning"</i> .....	42
<i>Osäkerheter</i> .....	43
<i>Fortsatta studier</i> .....	43
<b>Slutsats</b> .....	<b>44</b>
<b>Tack</b> .....	<b>45</b>
<b>Referenser</b> .....	<b>46</b>

# Inledning

Försurning och övergödning är stora miljöproblem i Sverige. Nedfall av svavel- och kväveföreningar är de faktorer som främst orsakat dessa problem, men även skogsbruket kan ha en signifikant påverkan både på försurning (Iwald, et al., 2013) och övergödning (Akselsson, et al., 2004). Försurning är skadligt för den biologiska mångfalden i både vattenmiljöer och skogslandskapet och kan även leda till att mineralämnen går förlorade från skogsmark (Naturvårdsverket, 2003b). Det finns naturliga försurningsprocesser, men den antropogena försurningen är flera gånger större (Naturvårdsverket, 1999). I Sverige strävar man efter att uppnå miljömålet ”Bara naturlig försurning” (Naturvårdsverket, 1999). Övergödning påverkar också den biologiska mångfalden negativt i både mark- och vattenmiljöer. Med ökade kvävehalter kan dominansförhållandet mellan arterna ändras, detta genom att vissa arter gynnas, mer eller mindre, av höga halter av kväve. För att åtgärda detta har man i Sverige miljökvalitetsmålet ”Ingen övergödning” (Naturvårdsverket, 2003a).

Skogsåtgärder som kan påverka kvävehalter och försurning i markvattnet är avverkning, gödsling och uttag av grenar och toppar (grot). Det finns även studier som visar att stormar kan bidra till kväveutlakning och försurning av avrinnande vatten (Mellert, et al., 1996; Hellsten, et al., 2015). Detta är något som kan komma att bli allt viktigare att beakta i framtiden på grund av klimatförändringar, eftersom risken för stormskador kan komma att öka i ett förändrat klimat (Peltola, et al., 1999). Skogsbruket bidrar till ökad markförsurning genom att trädens tillväxt innebär att baskatjoner (Ca, Mg och K) tas upp och vätejoner frigörs och försurar marken, en försurning som permanentas då träden skördas (Egnell, et al., 1998). Denna effekt förstärks ytterligare av borttagning av grot, som ger ett större uttag av baskatjonerna, som genom detta inte återförs till marken, vilket innebär att markens buffringsförmåga sänks (Naturvårdsverket, 1999). Skogsbrukets bidrag till kväveutlakning och övergödning sker främst i samband med avverkning (Kubin, 1995). Hos skog som fortfarande växer är kväveläckaget ytterst litet (Akselsson, et al., 2010). I studier med ett fåtal hyggen har man dock kunnat se att slutavverkning av skog ger ökade kvävehalter i markvattnet

(Akselsson, et al., 2004). När slutavverkning har skett så finns det ingen växtlighet kvar som kan ta upp kvävet eller binda det till jorden. Även vattenflödet ökar på grund av avsaknaden av skogen, vilket leder till ökad utlakning av näringsämnen och mineraler till vattendrag (Adamson, och Hornung, 1990). Ökade nitratkoncentrationer i mark- och ytvatten ger även en försurande effekt med sänkt pH och sänkt syraneutraliserande förmåga (ANC) (Naturvårdsverket, 1999). Kvävenedfallet är störst i de sydvästra delarna av Sverige, och minskar sedan i en gradient mot nordöst (Miljömålen, 2017), vilket innebär att mer kväve finns i marken i sydväst (Akselsson, et al., 2005). Vid mätningar av kvävehalterna i markvattnet efter avverkning har det framgått att kvävehalterna är högre i områden med mer kvävenedfall (Akselsson, et al., 2004).

Ett skäl till ökat intresse för skogsbrukets miljöpåverkan på avrinnande vatten är att det kommer finnas incitament för att utnyttja skogen mer som en resurs, genom tillverkning av allt från olika sorters material till bränslen (Ragauskas, et al., 2006). I och med detta så kommer det finnas en ökad efterfrågan på biomassa och ett ökat tryck på skogsproduktionen, vilket kan leda till större effekter på miljön av skogsbruket. I nuläget finns det relativt få studier som tittar på effekterna av avverkning och gödsling och ännu färre som undersöker effekterna av gallring. I detta arbete kommer effekter av avverkning, gallring, gödsling och stormskador på kvävehalter och försurningsrelaterade parametrar i markvattnet att studeras. Detta kan bidra till kunskapsunderlaget för hur man väljer att sköta den svenska skogen.

## Syfte

Syftet är att undersöka effekter av olika skogsbruksåtgärder samt stormskador på markvattenkvalitén, med avseende på kväve och försurningsrelaterade parametrar. De skogsbruksåtgärder som undersöks är slutavverkning, gallring och gödsling.



## Hypotes

- Avverkning leder till ökad halt oorganiskt kväve och leder till försurning av markvattnet.
- Stormskador ger liknande effekter men i en mindre magnitud än vad avverkning ger.
- Även gallring leder till ökad halt av oorganiskt kväve och ökad försurning av markvattnet, men i en mindre skala än vad avverkning och stormskador ger.
  - Vid gödsling kommer halten oorganiskt kväve och försurningen att öka betydligt i markvattnet.
- Effekten på oorganiskt kväve och försurningsrelaterade parametrar i markvattnet kommer vara större i mer kvävebelastade områden.

# Bakgrund

Övergödning och försurning är två av de stora miljöproblemen i Sverige och utgör ett stort hot mot biodiversiteten (Naturvårdsverket, 2003a). Utsläpp av kväveoxider från förbränningsprocesser, främst transporter, och ammoniak från jordbruket, gör att kvävedepositionen är förhöjd i stora delar av Sverige, vilket bidrar till både övergödning och försurning. Svavelnedfallet är dock den största orsaken till försurningen, även om kväve också bidrar (Naturvårdsverket, 1999). Jämfört med Centraleuropa är kvävedepositionen måttlig i Sverige, störst är depositionen i sydvästra Sverige och avtar mot nordnordost vilket skapar en depositionsgradient (Naturvårdsverket, 2003a). Deposition kan delas in i två kategorier, våtdeposition som innebär att ämnena är lösta i nederbörden, och torrdeposition som är avsättning av gaser och partiklar till ytor i ekosystemet. Våt- och torrdeposition kan sedan summeras till en totaldeposition (Naturvårdsverket, 2003b).

## Övergödning

Tillförseln av kväve genom depositionen av nitrat- och ammoniumkväve är många gånger högre än den naturliga kvävetillförseln till skogen i Sverige (Warfvinge, 1997). Gödsling är relativt vanligt åtgärd i den svenska skogen, vilket ytterligare ökar på kvävetillförseln. Merparten av denna kvävetillförsel tas upp av vegetationen, men om marken redan är mättad med kväve eller om vegetationen avlägsnas genom exempelvis avverkning, gallring eller stormar så finns det en risk för utlakning av kväve (Adamson, och Hornung, 1990, Akselsson, et al., 2004, Hellsten, et al., 2015). Det är främst nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) som står för kväveläckaget och höga halter av nitrat fås via nitrifikation när det finns ett överskott av kväveföreningar (Warfvinge, 1997).  $\text{NO}_3\text{-N}$  har lättare att läcka ut ur marken eftersom denna är mer lätttröglig än  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Detta eftersom  $\text{NH}_4\text{-N}$  är mer näringsmässigt attraktiv för växterna samt att  $\text{NO}_3\text{-jonerna}$  är negativt laddade,

precis som jorden, och därmed inte attraheras till jorden utan följer med avrinningsvattnet i marken (Warfvinge, 1997).

Det finns flertal studier som visar på att kväveläckaget ökar vid avverkning, dels för att det inte finns någon skog som tar upp kvävet, dels på grund av ökat vattenflöde i marken (Akselsson, et al., 2004). Enligt Akselsson, et al. (2004) kan förhöjda värden på nitrat dröja kvar i ungefär 5 år i markvattnet. Ett samband har kunnat påvisas mellan läckaget av kväve vid avverkning och depositionsgradienten som finns i Sverige, men antalet mätningar som studien bygger på var relativt få. I de sydvästra delarna av Sverige, där depositionen är större, var även läckaget från den avverkade skogen större än den nordöstra sidan av landet (Akselsson, et al., 2004). Enligt Akselsson et al, 2004 varierade kväveläckaget från 4 kg per hektar och år i väster till 2 kg per hektar och år i nordöst.

Det finns också studier som visar på att skogar som drabbas av stormskador får förhöjda nitratkoncentrationer i markvattnet. Detta är förmodligen eftersom det finns ett minskat upptag av kväve av träden och ökad mineralisering, som sker på grund av ökad syrehalt och värme i jorden (Hellsten, et al., 2015). Även barkborreattacken på skogen har visat sig resultera i höjda koncentrationer av NO<sub>3</sub>-N i markvattnet (Karlsson, et al., 2018).

Gallring är en mycket vanlig skogsåtgärd som innebär att klenare träd och träd av sämre kvalitet tas bort för att få en ökad produktion av grövre och friskare träd (Future Forests, 2013). Vid gallring sker ett uttag på ca 20–35% av beståndet, beroende på om det är första, andra eller tredje gången beståndet gallras (Skogskunskap, 2017). Även gallring har visat sig ha effekter på kvävehalten i markvattnet, genom att både mineralisation och nitrifikationshastigheten ökar vid gallring (Vesterdal, et al., 1995).

Ungefär 20 000-30 000 hektar skogsmark gödslas varje år i Sverige (skogsstyrelsen, 2018). Gödslning innebär ofta en temporär förhöjning av NO<sub>3</sub>-N i markvattnet. Risken för kraftig förhöjning är större i områden där kvävenedfallet är högt. Tidigare markanvändning har även visats ha en stor betydelse för magnituden på läckaget av nitrat efter gödslingen. Skog som var planterad på före detta betesmark, även om en generation skog växt på marken tidigare, hade en större risk för nitratläckage än skog som var planterad på mark med annan tidigare markanvändning. Det krävdes mer än en generation skog på före detta

betesmark för att tidigare markanvändning inte skulle påverka läckaget (Davis, et al., 2012). Det förhöjda värdet på nitrat i markvattnet kan dröja kvar i mer än 1 år efter gödning enligt Binkley, et al. (1999).

## Försurning

Försurning av mark, vattendrag och sjöar i Sverige orsakas till största delen av deposition av svavel (Naturvårdsverket, 2003b). Det finns även en naturlig markförsurning. Denna sker genom att växter tar upp en stor andel av de tillgängliga baskatjoner, dvs positiva joner (Ca, Mg, K och Na) med ursprung ur syraneutraliserande föreningar medan skogen åldras, men återföring av dessa sker sedan via nedbrytning av biomassan. Även virkesuttag via skogsbruket gör att det inte kan ske en återföring av baskatjoner som hade skett via nedbrytningen av biomassan (Naturvårdsverket, 1999). I ett mer effektiviserat skogsbruk kan även grot (grenar och toppar) tas bort vilket ytterligare bidrar till bortförsl av baskatjoner (Olsson, 1993). En annan försurande process är nitrifikation som bidrar till nitratläckage och övergödning, men även till försurning eftersom själva nitrifikationsprocessen bidrar med en nettovätejon (Warfvinge, 1997). Det bildade nitraten tenderar som tidigare nämnts att läcka ut ur marken. Detta bidrar även till att marken urlakas på baskatjoner, då baskatjonerna tenderar att följa nitratjonerna, vilket är en bidragande faktor till försurningen av skogsmarken. På grund av att vittringshastigheten är en långsam process så har läckaget av baskatjoner en betydande påverkan (Naturvårdsverket, 1999).

I marken är baskatjoner bundna via elektrostatiska krafter till lerpartiklar och organiskt material som är negativt laddade på ytan, genom katjonsbyte kan dessa frigöras (Warfvinge, 1997). Katjonbyte kan bidra till försurning men också återhämtning av försurning. Katjonerna är viktiga näringsämnen för växterna, och dessa katjonerna frigörs och blir tillgängliga för växterna när de byts ut mot en annan katjon med ekvivalent laddning. Olika jordar har olika utbyteskapacitet (CEC), som är ett mått på jordens förmåga att hålla positivt laddade joner. Vid markförsurning genom ökad deposition av aciditet så byts baskatjonerna ut mot väte- och aluminiumjoner (Warfvinge, 1997). Om det sker deposition av havsvatten, vilket är vanligt vid kustnära områden, ändras markkemin (Harriman, 1995). Depositionen av havssalt kan få konsekvenser om den sker på sura jordar. det som kan hända är att det sker en surstöt, som är en kraftig sänkning av pH:t genom att natriumjonerna från havssaltet byter ut vätejonerna som är bundna till

jordpartiklarna (Harriman, 1995). Surstötter kan ha allvarliga konsekvenser då pH:t sänks betydligt (pH under 5 enligt Sparling och Lowe T.P. ,1996). Detta driver Al-komplexen till att reagera med vätejoner. Denna reaktion bildar en stor mängd  $Al^{3+}$  joner som frigörs, och kan följa med markvattnet ut till sjöar och vattendrag. Via  $Al^{3+}$  jonerna kan även surheten transporteras, detta genom att  $Al^{3+}$  jonerna följer med markvattnet och när det når ett område med högre pH så återgår de till aluminiumhydroxid och tre vätejoner frigörs (Naturvårdsverket, 1999). Aluminiumjoner är toxiska i höga halter, för gran ligger gränsvärdet på 8mg/l, 162 mg/l för tall och 13mg/l för bok (Akselsson, et al., 2013). Aluminiumjoner har även visats leda till fiskdöd (Sparling och Lowe T.P. ,1996).

Den syraneutraliserande förmågan ANC (Acid-neutralizing capacity) används ofta som ett mått på försurning och kemisk återhämtning i yt- och markvattnet (Warfvinge, 1997). ANC mäter den generella buffertkapaciteten vattnet har. Definitionen av begreppet är skillnaden mellan katjoner till starka baser och anjoner till starka syror, räknat i ekvivalenter (Warfvinge, 1997). Med ett sjunkande värde på ANC så är vattnet surare och har ett lågt pH-värde (Naturvårdsverket, 1999). Återhämtning av ANC kan fås via vittring, vilket tillgängliggör baskatjoner. Löst organiskt kol (DOC) har också en inverkan på ANC, med ökat DOC vid konstant ANC så fås ett lägre pH (Naturvårdsverket, 1999). Jordar med låg surhetsgrad ligger över pH 5,5, under pH 4,5 så anses marken ha en hög surhetsgrad (Naturvårdsverket, 2017).

## Konflikter mellan miljömål vid ett intensifierat skogsbruk

Med det ökade energibehovet och vikten av att minska våra utsläpp som bidrar till växthuseffekten så kommer det bli allt viktigare med att hitta alternativ till fossila bränslen och oljebaserade produkter (Ragauskas, et al., 2006). Tillverkning av biobränslen och biomaterial som kan ersätta många av dagens bränslen och material, som bygger på fossila bränslen, gör att skogsbruket kommer bli allt viktigare i framtiden. Detta kommer också öka behovet av biomassa, dess biprodukter från massatillverkningen och grot (Ragauskas, et al., 2006). Skogsbruket kommer behöva intensifieras och detta kommer i sig öka skogens miljöpåverkan. Denna påverkan kommer ske genom att alla delarna av skogen

kommer behöva tas tillvara på. Exempelvis kommer det finnas ett större uttag av grot, som tidigare nämnts ökar försurningen. Detta leder till att miljömålen hamnar i konflikt med varandra, minskningen av utsläpp uppfylls med skogen som en förnybar resurs, men med det ökade skogsbruket så motarbetas miljömål såsom “Ingen övergödning”, “Bara naturlig försurning” och “Levande skogar”.

## Metod

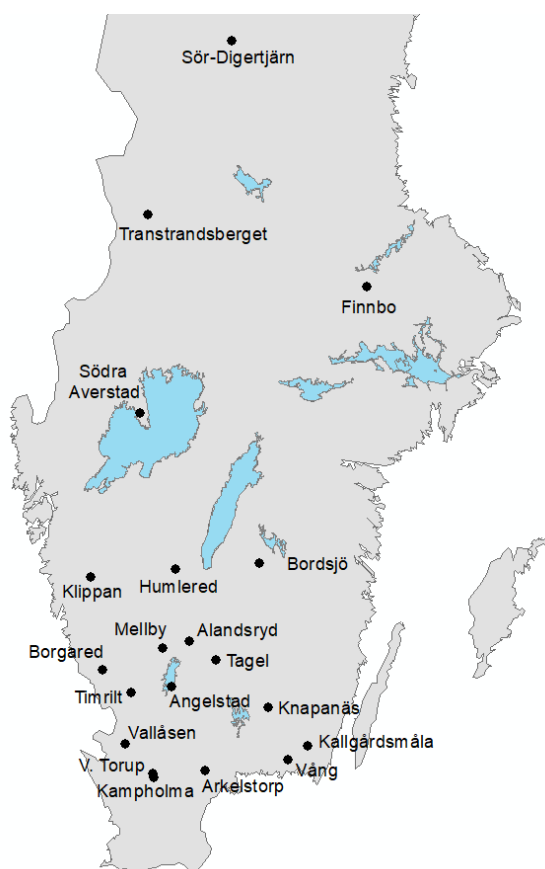
För att undersöka effekter av skogsbruksåtgärder och stormskador på markvattenkemi användes data från miljöövervakningsnätet Krondropps nätet (Pihl Karlsson, et al., 2011). Platser inom Krondropps nätet med kända skogsbruksåtgärder/skogsskador valdes ut och tidsserierna analyserades grafiskt.

### Krondropps nätet

Datamaterialet som används i denna studie har insamlats via miljöövervakningsprogrammet Krondropps nätet. Krondropps nätet drivs av IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Luftvårdsförbundet, olika länsstyrelser och Naturvårdsverket (Pihl Karlsson, et al., 2011). Det som uppmäts i olika delar av landet är lufthalter, atmosfäriskt nedfall (deposition) och markvattenkemi. Deposition mäts både i skogsområden och på näraliggande öppna platser, medan markvattenkemi mäts i skogen. Markvattenkemi mäts för närvarande på 63 olika platser i Sverige och de olika mätstationerna är positionerade i skogar med avstånd från vägar och andra föroreningskällor. De olika parametrar som mäts upp inkluderar svavel, kväveföreningar, pH, Cl, Mg, Na, K, Fe, Mn, aluminium och TOC (totalt organiskt kol). Provtagningarna på markvattnet görs med undertryckslysimetrar som suger upp vattnet via keramikroppar placerade 50 cm djup under rotzonen. I mätningarna används 5 lysimetrar på varje lokal, men på stenig mark, där det är svårt att hitta lämpliga ställen för lysimetrar, kan det vara 3–4 st. Dessa är placerade i närheten av depositionsamlaren under grenverket. Vid provtagning sugs markvatten upp under två dygn, sedan slås de olika proverna ihop till ett sammelprov. Provtagningarna görs tre gånger per år för att representera olika säsonger. Proverna analyseras med avseende på alkalinitet, pH, konduktivitet, Kjeldahl-N, NH<sub>4</sub>-N, SO<sub>4</sub>-S, NO<sub>3</sub>-N, Cl, Ca, Mg, Na, K, Mn, Fe, TOC, organiskt och oorganiskt Al (Pihl Karlsson, et al., 2011).

## Lokalbeskrivning

Lokalerna som använts i denna studie är belägna i ett område från Mellansverige till södra Sverige, där merparten ligger i södra Sverige, se Figur 1. Skogen på dessa lokalerna är planterad vid olika tillfällen och avverkad, stormskadade, gallrade eller gödslade vid olika tillfällen. Information om dessa tidpunkter, samt om trädslag, finns i Tabell 1–4. De stormskadade lokalerna var indelade i ett system med 4 klasser beroende på hur stormskadade de blev, där klass 1 innebar ingen skada på beståndet, klass 2 innebar en liten skada (<10 träd föll), klass 3 innebar måttlig skada (minst 10 träd, till 50% av beståndet föll) och klass 4 innebar stor skada (>50% av beståndet föll), se Tabell 2 (Hellsten, et al., 2015).



**Figur 1.** Karta över de olika lokaler som ingår i studien.



**Tabell 1.** Lokaler som avverkats, samt information om länstillhörighet, planteringsår, trädslag, avverkningsår och antal år med mätningar på lokalen.

Lokal	Län	Trädslag	Planteringsår	Avverkningsår	År med mätningar
Västra Torup	Skåne	Gran	Planterad 1943 (IVL, 2009c).	Aug 2010	1988–2016
Kallgårdsmåla	Blekinge	Gran	Planterad 1931 (IVL, 2016a).	Nov 2000	1985–2016
Arkelstorp	Skåne	Gran	Planterad 1955 (IVL, 2016a).	Dec 2013	1989-Pågåår
Finnbo	Västmanland	Gran med inslag av tall och lövskog.	Planterad 1907 (IVL, 2002).	Jan 2000	1992–2007
Vång	Blekinge	Gran	Planterad 1931 (IVL, 2016a).	Okt 2016	1996-Pågåår
Södra Averstad	Värmland	Gran	Planterad 1931 (IVL, 2016b).	Okt 2016	1990-Pågåår

**Tabell 2.** Lokaler som stormskadats, samt information om länsstillhörighet, planteringsår, trädslag, avverkningsår, året som stormskadan uppstod och antal år med mätningar på lokalen.

Lokal	Län	Trädslag	Plats- beskrivning	Skadades år	Avverknings- år	År med mätningar
Alandsryd	Jönköping	Gran	Planterad 1925 (IVL, 2010). Stormskadad Klass 4	Jan 2005	2009	1989–2012
Vallåsen	Halland	Gran	Planterad 1937 (IVL, 2016a). Stormskadad Klass 3	Jan 2005	2016	1996-Pågår
Timrilt	Halland	Gran	Planterad 1955 (IVL, 2016a). Stormskadad Klass 4	Jan 2005	Ej avverkad?	1996–2015
Mellby	Halland	Gran	Planterad 1954 (IVL, 2016a). Stormskadad klass 3	Jan 2005	Ej avverkad?	1998–2017
Knapanäs	Kronoberg	Gran	Planterad 1954 (IVL, 2009a). Stormskadad Klass 3	Jan 2005	2010	1987–2010
Tagel	Kronoberg	Gran	Planterad 1925 (IVL, 2016a). Stormskadad Klass 4	Jan 2005	Ej avverkad?	1996-pågår
Bordsjö	Jönköping	Gran	Planterad 1952 (IVL, 2016a). Stormskadad Klass 3	Jan 2005	Ej avverkad?	1996-pågår
Borgared	Halland	Gran	Planterad 1938 (IVL, 2016a). Stormskadad Klass 3	Jan 2005	Ej avverkad?	1996-pågår

Angelstad	Kronoberg	Gran	Planterad 1940 (IVL, 2016a). Stormskadad Klass 3	Jan 2005	Ej avverkad?	1996-pågår
Klippan	V Götaland	Granskog med 30% tall in blandat.	Planterad 1891 (IVL, 2009b). Barkborrar, storm	Jan 2005	Ej avverkad	1996-pågår

**Tabell 3.** Lokaler som gallrats, samt information om länsstillhörighet, planteringsår, trädslag, gallringsår och antal år med mätningar på lokalen.

Lokal	Län	Trädslag	Platsbeskrivning	Gallringsår	År med mätningar
Kampholma	Skåne	Bok	Planterad 1898 (IVL, 2016a).	2012	1996–2016
Humlered	Västra Götaland	Tall	Planterad 1948 (IVL, 2016a).	2002	2001-Pågår
Arkelstorp	Skåne	Gran	Planterad 1955 (IVL, 2016a).	Juli 1995	1989-Avverkad dec 2013

**Tabell 4.** Lokaler som gödslats, samt information om länsstillhörighet, planteringsår, trädslag, gödslingsår och antal år med mätningar på lokalen.

Lokal	Län	Trädslag	Platsbeskrivning	Gödslingsår	År med mätningar
Sör Digertjärn	Jämtland	Tall	Planterad 1911 (IVL, 2016c).	Juni 2012 (150 kg N/ha)	1996-Pågår

## Bearbetning av data

Markvattenkemiska data från de aktuella lokalerna extraherades från Krondroppsnätets databas. Prover som hade en volym under 50 ml exkluderades på grund av osäkerheten som uppstår med liten volym på provet, enligt gängse metodik (Akselsson m.fl., 2013). Tidigare än 1998 fanns inga data om provvolym, och för denna period inkluderades samtliga provresultat. De parametrar som undersöktes var pH, NO<sub>3</sub>-N, och oorganiskt Al.

För varje lokal beräknades ANC, genom följande formel.

$$\text{ANC} = [\text{NH}_4^+] + 2[\text{Ca}^{2+}] + 2[\text{Mg}^{2+}] + [\text{K}^+] + [\text{Na}^+] - ([\text{NO}_3^-] + 2[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-]) \quad (0.1)$$

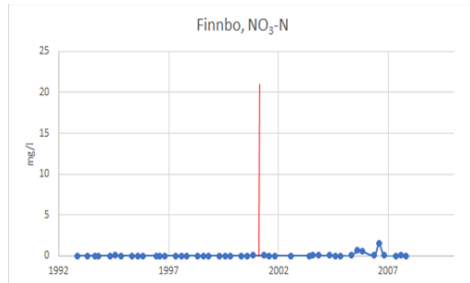
Tidsserierna utvärderades sedan grafiskt och vid avverkning, gallring och stormskador statistiskt, via Mann-Kendall test, för att kartlägga eventuella effekter av skogsbruksåtgärder och stormskador. Mann-Kendall testerna gjordes genom att inkludera mätningarna av markvattnet 5 år innan skogsåtgärden eller stormskadan och 5 år efter. Mann-Kendall testet gjordes ej på gödslingen eftersom denna skogsåtgärd ger effekt redan efter ett år.

# Resultat

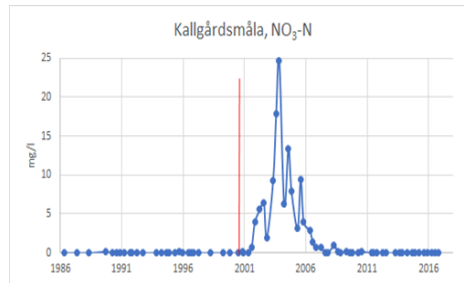
## Avverkning

### NO<sub>3</sub>-N

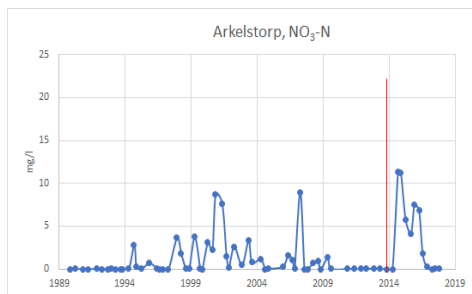
I Kallgårdsmåla och Västra Torup skedde det en kraftig höjning av NO<sub>3</sub>-N efter avverkningen vilket indikerar att avverkningen av skogen har orsakat höjningen av NO<sub>3</sub>-N, se Figur 3 och 5. I Kallgårdsmåla var halten NO<sub>3</sub>-N under detektionsgränsen från 1986 till 2001, avverkningen skedde 2000, sedan steg halten signifikant till ca 25mg/l år 2003 (p <0,0001). I Västra Torup var halten NO<sub>3</sub>-N under detektionsgränsen från 1996 till 2011, skogen avverkades 2010, halten steg signifikant till ca 21mg/l år 2013 (p <0,0001). Även i Finnbo skedde en ökning av NO<sub>3</sub>-N efter avverkningen 2000, ökningen skedde 2006 då halten ökade signifikant från under detektionsgränsen till 1,5mg/l (p <0,000), se figur 2. Detta samband var dock inte lika tydligt, men två toppar kan urskiljas även om dessa är betydligt mindre än exempelvis Kallgårdsmåla. I Arkelstorp skedde en icke signifikant ökning av halten NO<sub>3</sub>-N, halten var under detektionsgränsen mellan åren 2009 och 2014, avverkningen skedde 2013, under 2014 steg halten till 11 mg/l (p <0,443). I Vång kan eventuellt en början till höjning urskiljas (Figur 6), men eftersom det är få värden är det svårt att uttyda om detta är en faktisk effekt av avverkningen eller en tillfällighet (p <0,498). Det fanns dock inga tydliga tecken på förhöjda halter av NO<sub>3</sub>-N efter avverkning 2016 på lokalen Södra Averstad, detta förmodligen för att det fanns för få mätpunkter, denna figuren visas ej.



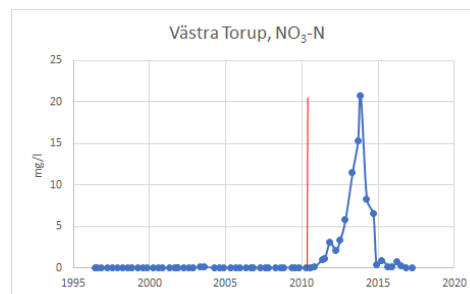
**Figur 2:** Koncentrationen av  $\text{NO}_3\text{-N}$  mellan åren 1992-2007 på lokalen Finnbo vid avverkning.



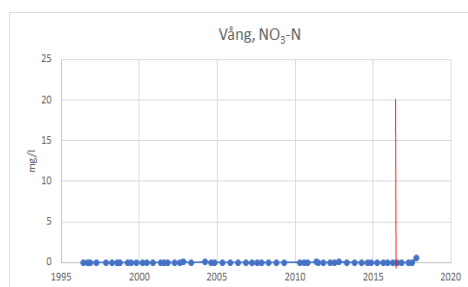
**Figur 3:** Koncentrationen av  $\text{NO}_3\text{-N}$  mellan åren 1985-2016 på lokalen Kallgårdsmåla vid avverkning.



**Figur 4:** Koncentrationen av  $\text{NO}_3\text{-N}$  mellan åren 1989-2017 på lokalen Arkelstorp vid avverkning.



**Figur 5:** Koncentrationen av  $\text{NO}_3\text{-N}$  mellan åren 1988-2016 på lokalen Västra Torup vid avverkning.



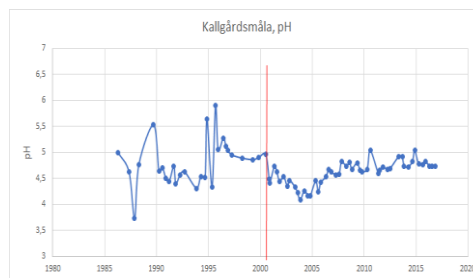
**Figur 6:** Koncentrationen av  $\text{NO}_3\text{-N}$  mellan åren 1996-2017 på lokalen Vång vid avverkning.

## pH

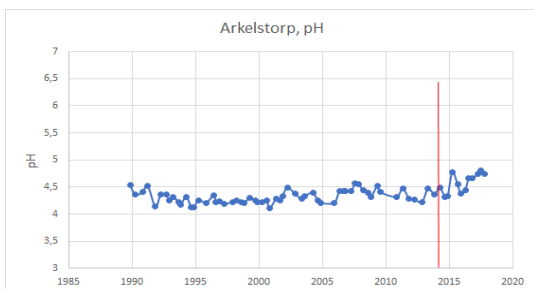
Det finns en signifikant pH-sänkning i Kallgårdsmåla efter avverkningen, se figur 8. I Kallgårdsmåla sjönk pH signifikant från 5 år 2000, då skogen avverkades, till ca pH 4 år 2003 ( $p < 0,0001$ ). I Finnbo och Arkelstorp ( $p < 0,003$ ) höjdes pH signifikant efter avverkningen, se figur 7 och 9. I Finnbo låg pH på 4,8 år 1999, från och med att avverkningen skedde 2000, steg pH signifikant upp till pH 6,9 år 2003 ( $p < 0,0001$ ). I Västra Torup skedde ingen signifikant förändring av pH:t, 1996 låg pH på ca 4,6 fram till 2010 då skogen avverkades, sedan steg pH för att sedan falla ner till pH 4 år 2013 ( $p < 0,455$ ) (figur 10). I Vång är det svårt att se några signifikanta effekter. Det finns endast en mätpunkt efter avverkning, och vid det tillfället var pH 5,5, jämfört med 4,6 innan avverkning ( $p < 0,281$ ) (figur 11). Det fanns dock ingen tydlig trend på en förändring i pH efter avverkning 2016 på lokalen Södra Averstad, detta förmodligen för att det fanns för få mätpunkter, denna figuren visas ej.



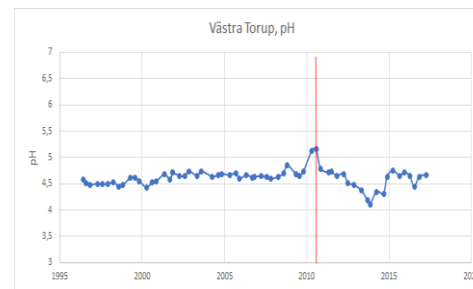
**Figur 7:** pH mellan åren 1992-2007 på lokalen Finnbo vid avverkning.



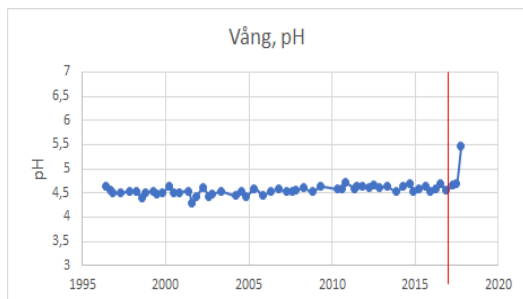
**Figur 8:** pH mellan åren 1985-2016 på lokalen Kallgårdsmåla vid avverkning.



**Figur 9:** pH mellan åren 1989-2017 på lokalen Arkelstorp vid avverkning.



**Figur 10:** pH mellan åren 1988-2016 på lokalen Västra Torup vid avverkning.

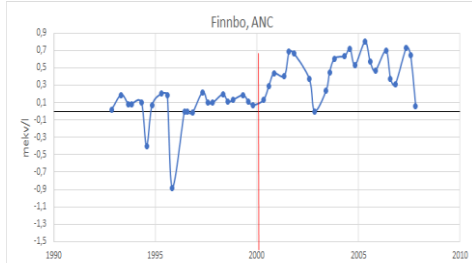


**Figur 11:** pH mellan åren 1996-2017 på lokalen Vång vid avverkning.

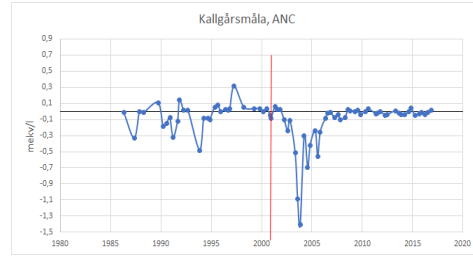
## ANC

I Kallgårdsmåla går det att urskilja en tydlig nedgång av ANC efter avverkning, se figur 13. I Kallgårdsmåla, som avverkades 2000, låg ANC kring 0 mekv/l vid 2001 sedan sjönk ANC signifikant till -1,4 mekv/l 2003 ( $p < 0,0001$ ). I Arkelstorp och Finnbo steg ANC signifikant efter avverkning, se figur 14 och 12. I Arkelstorp, som avverkades 2013, steg ANC från -0,2 mekv/l år 2013 till 0,04 mekv/l 2017 ( $p < 0,004$ ). I Finnbo, som avverkades 2000, steg ANC från 0,07 mekv/l år 1999 till 0,7 mekv/l år 2001 ( $p < 0,0001$ ). I Västra Torup, som avverkades 2010, skedde ingen signifikant förändring av ANC, ANC låg kring 0 mekv/l till 2012 då ANC sjönk till -1,4 mekv/l 2013 ( $p < 0,842$ ) (figur 15). Figuren över Vång visar på en potentiell stigning av ANC, men fler mätpunkter krävs för att avgöra om ANC faktiskt stiger, se figur 16 ( $p < 0,000$ ). Precis som för nitratkväve och pH fanns det ingen tydlig förändring av ANC på lokalen Södra Averstad efter avverkning 2016, detta förmodligen för att det fanns för få mätpunkter, denna figur visas ej.

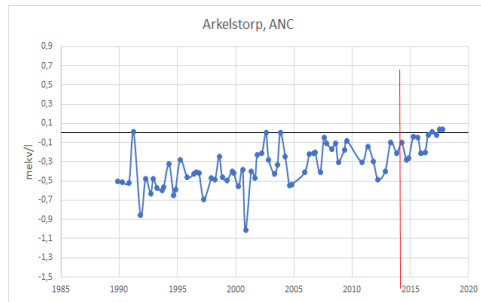




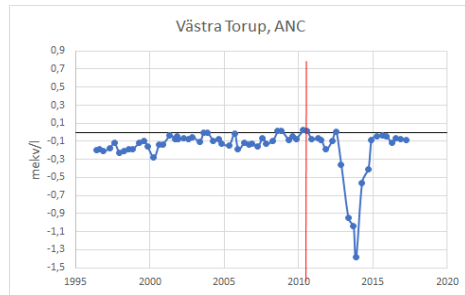
**Figur 12:** ANC mellan åren 1992-2007 på lokalen Finnbo vid avverkning.



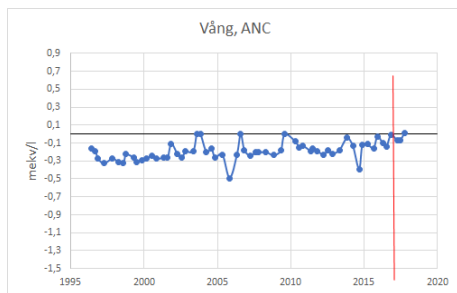
**Figur 13:** ANC mellan åren 1985-2016 på lokalen Kallgårdsmåla vid avverkning.



**Figur 14:** ANC mellan åren 1989-2017 på lokalen Arkelstorp vid avverkning.



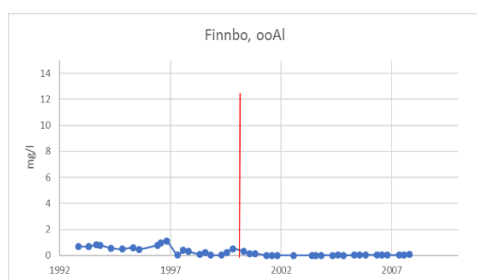
**Figur 15:** ANC mellan åren 1988-2016 på lokalen Västra Torup vid avverkning.



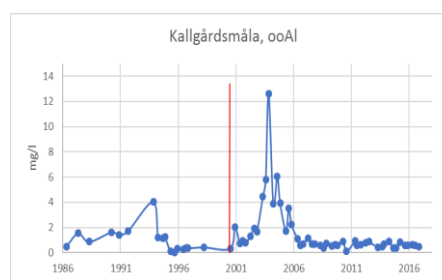
**Figur 16:** ANC mellan åren 1996-2017 på lokalen Vång vid avverkning.

## Oorganiskt aluminium (ooAl)

I Kallgårdsmåla går det att urskilja en signifikant stigning av halten av ooAl efter avverkning, se figur 18. I Kallgårdsmåla, som avverkades 2000, var halten av ooAl 0,4 mg/l, 2004 sedan steg halten till 12,6 mg/l 2003 ( $p < 0,0001$ ). I Arkelstorp och i Vång sjönk halten av ooAl signifikant efter avverkning, se figur 19 och 21. I Arkelstorp, som avverkades 2013, var halten ooAl 1,8 mg/l 2014 och sedan 0,4 mg/l 2017 ( $p < 0,002$ ). Vång, som avverkades 2016, kan ha en början till en sänkning av halten ooAl, 2016 var halten 1,5 mg/l sedan sjönk denna till 0,07 mg/l 2017 ( $p < 0,0001$ ). I Västra Torup, som avverkades 2010, skedde ingen signifikant förändring, halten av ooAl var 0,2 mg/l 2009, sedan steg halten till ca 12 mg/l 2013 ( $p < 0,402$ ) (figur 20). Finnbo hade en signifikant förändring av halten ooAl efter avverkningen, se figur 17 ( $p < 0,000$ ). Det fanns ingen tydlig trend på en förändring av halten ooAl efter avverkning 2016 på lokalen Södra Averstad, detta förmodligen för att det fanns för få mätpunkter, denna figuren visas ej.



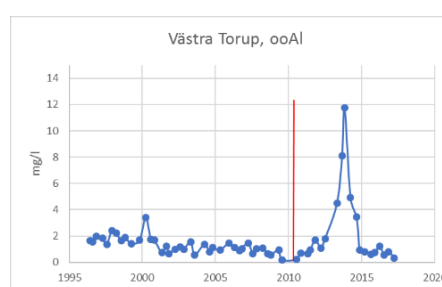
**Figur 17:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1992-2007 på lokalen Finnbo vid avverkning.



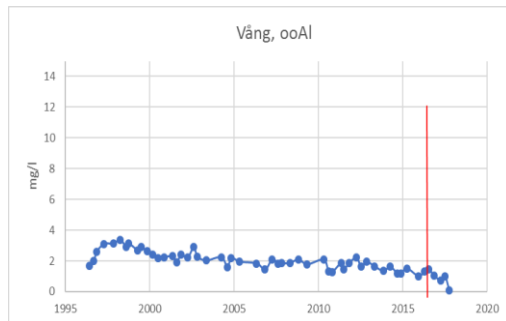
**Figur 18:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1985-2016 på lokalen Kallgårdsmåla vid avverkning.



**Figur 19:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1989-2017 på lokalen Arkelstorp vid avverkning.



**Figur 20:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1988-2016 på lokalen Västra Torup.

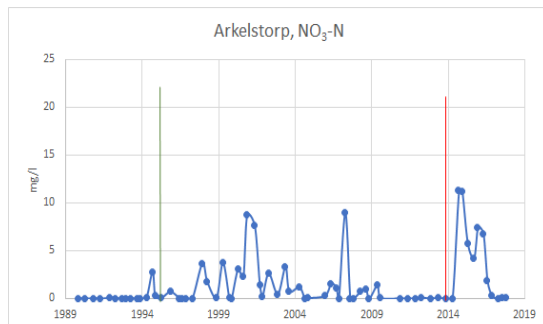


**Figur 21:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1996-2017 på lokalen Vång vid avverkning.

## Gallring

### NO<sub>3</sub>-N

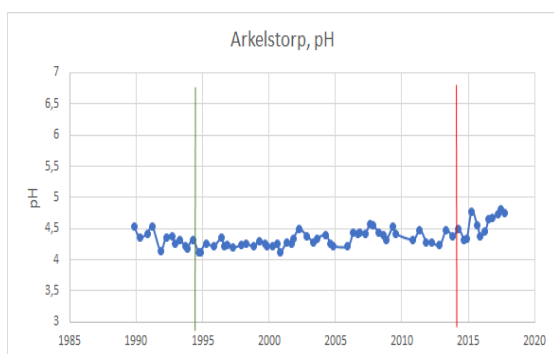
Efter gallringen i Arkelstorp var halterna av NO<sub>3</sub>-N signifikant högre än tidigare, se Figur 22. Efter gallringen 1995 i Arkelstorp fluktuerar halten NO<sub>3</sub>-N mellan halter under detektionsgränsen och 9 mg/l mellan åren 1995 och 2009 (p <0,014). I Hyttskogen, Humlered och Kampholma finns ingen signifikant höjning av NO<sub>3</sub>-N efter gallring, dessa figurer visas ej.



**Figur 22:** Koncentrationen av NO<sub>3</sub>-N mellan åren 1989- 2017 på lokalen Arkelstorp vid grön linje=gallring, röd linje=avverkning.

## pH

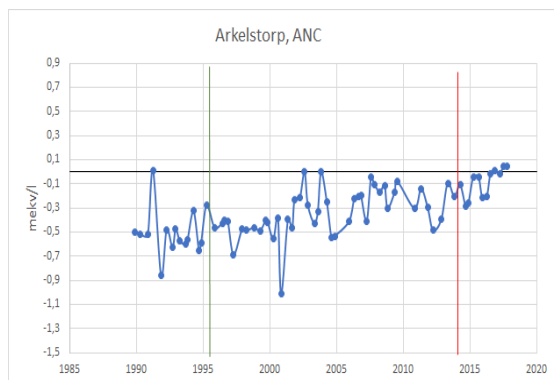
I Arkelstorp skedde det en signifikant förändring av pH:t efter gallringen 1995 ( $p < 0,035$ ), se figur 23.



**Figur 23:** pH mellan åren 1989-2017 på lokalen Arkelstorp vid grön linje=gallring, röd linje=avverkning.

## ANC

I Arkelstorp är ANC nästintill oförändrat de närmaste åren efter gallringen 1995. Över tiden kan man se att det sker en icke signifikant höjning av ANC från ca -0,5 till 0 mekv/l, ( $p < 0,324$ ) se figur 24.



**Figur 24:** ANC mellan åren 1989-2017 på lokalen Arkelstorp vid grön linje=gallring, röd linje=avverkning.

## Oorganiskt aluminium (ooAl)

I Arkelstorp fanns det en signifikant höjning av ooAl efter gallringen 1995, från ca 5 upp till 8 mg/l, ( $p < 0,009$ ) se figur 25.



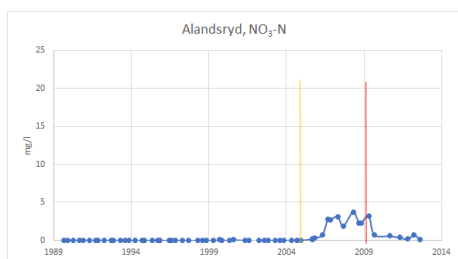
**Figur 25:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1989-2017 på lokalen Arkelstorp vid grön linje=gallring, röd linje=avverkning.

## Stormskador

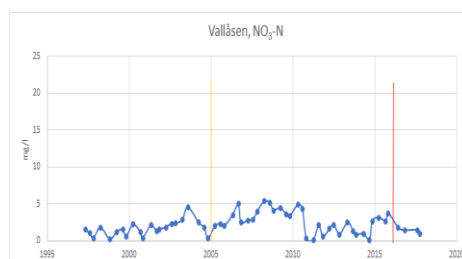
### NO<sub>3</sub>-N:

Alandsryd, Timrilt, Melby, Knapanäs, Borgared och Angelstad uppvisar signifikant förhöjda värden av NO<sub>3</sub>-N efter stormskadorna 2005, se figur 26, 28, 29, 31, 30 och 32. I Alandsryd, som stormskadades 2005, ökade halten NO<sub>3</sub>-N från under detektionsgränsen till 3,7 mg/l från 2004 till 2009 ( $p < 0,0001$ ). I Timrilt, som stormskadades 2005, ökade halten NO<sub>3</sub>-N från under detektionsgränsen till 7 mg/l från 2005 till 2006 ( $p < 0,018$ ). I Mellby, som stormskadades 2005, skedde det en ökning av halten NO<sub>3</sub>-N från under detektionsgränsen till 3,8 mg/l mellan 2007 och 2009 ( $p < 0,0001$ ). I Knapanäs, som stormskadades 2005, skedde det en ökning av halten NO<sub>3</sub>-N från under detektionsgränsen till 7 mg/l mellan 2006 och 2009 ( $p < 0,0001$ ). I Borgared, som stormskadades 2005, skedde det flera ökning av halten NO<sub>3</sub>-N mellan halter under detektionsgränsen till 3 mg/l mellan åren 2007-2013 ( $p < 0,0001$ ). I Angelstad, som stormskadades 2005, skedde det flera ökning av halten NO<sub>3</sub>-N mellan halter under detektionsgränsen till 1,7 mg/l mellan åren 2006-2011 ( $p$

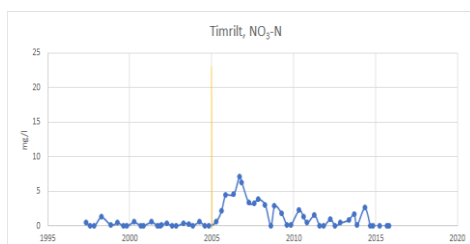
<0,0001). Vallåsen har höjda nivåer efter stormen 2005, upp till 5,3mg/l NO<sub>3</sub>-N, men lokalen har även höjda nivåer innan stormskadorna, (p<0,001) se figur 27. Bordsjö och Tagel uppvisade dock inte några signifikant förhöjda nivåer av NO<sub>3</sub>-N, dessa figurer visas ej.



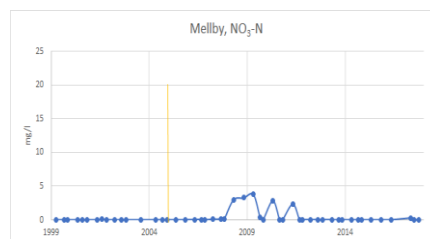
**Figur 26:** Koncentrationen av NO<sub>3</sub>-N mellan åren 1989-2012 på lokalen Alandsryd vid stormskador.



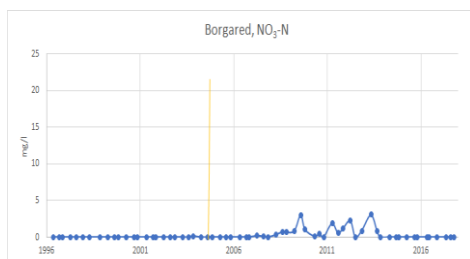
**Figur 27:** Koncentrationen av NO<sub>3</sub>-N mellan åren 1996-2017 på lokalen Vallåsen vid stormskador.



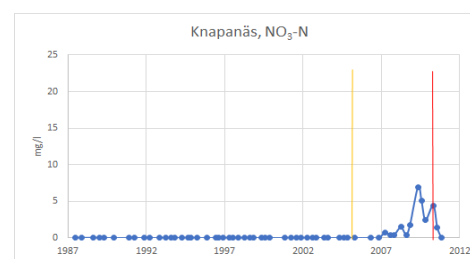
**Figur 28:** Koncentrationen av NO<sub>3</sub>-N mellan åren 1996-2015 på lokalen Timrilt vid stormskador.



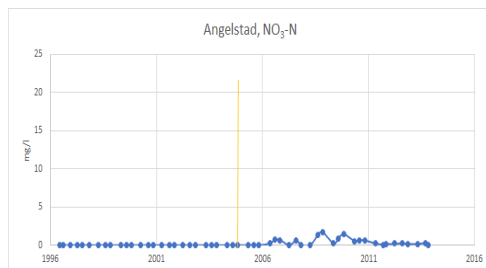
**Figur 29:** Koncentrationen av NO<sub>3</sub>-N mellan åren 1998-2017 på lokalen Mellby vid stormskador.



**Figur 30:** Koncentrationen av NO<sub>3</sub>-N mellan åren 1996-2017 på lokalen Borgared vid stormskador.



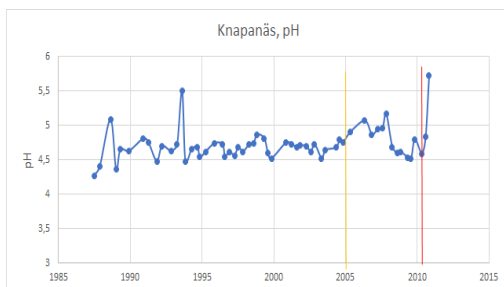
**Figur 31:** Koncentrationen av NO<sub>3</sub>-N mellan åren 1987-2010 på lokalen Knapanäs vid stormskador.



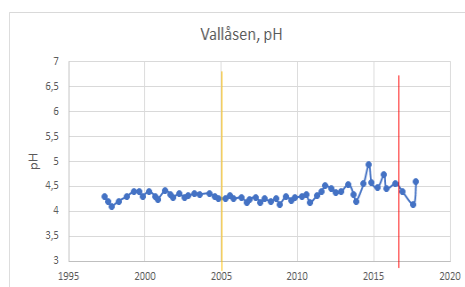
**Figur 32:** Koncentrationen av NO<sub>3</sub>-N mellan åren 1996-2013 på lokalen Angelstad vid stormskador.

## pH

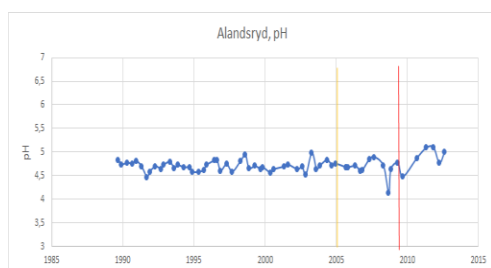
I Alandsryd, Borgared kan ingen tydlig förändring i pH urskiljas, se figur 35 och 38. I Alandsryd ( $p < 0,631$ ) och Borgared ( $p < 0,085$ ), som stormskadades 2005, ligger pH relativt stabilt kring pH 4,7. I Vallåsen, som stormskadades 2005, sker det en signifikant ökning av pH, pH:t ligger relativt stabilt kring pH 4,3 vid 2005 sedan ökar det till 4,9 år 2004 ( $p < 0,005$ ) (figur 34). I Timrilt och Melby, som stormskadades 2005, ökade pH efter stormskadorna, denna ökning var dock inte signifikant vilket kan bero på 5 års perioderna som valdes för analysen, se figur 36 och 37. I Timrilt ändras pH från 4,4 till 6,5 mellan åren 2006 till 2008 ( $p < 0,722$ ). I Melby höjdes pH från 4,5 till 5,6 under året 2005 ( $p < 0,866$ ). I Angelstad, som stormskadades 2005, skedde det en signifikant höjning av pH:t från 4,6 till 5 under 2005 ( $p < 0,001$ ) (figur 39). I Knapanäs, som stormskadades 2005, skedde det en icke signifikant ökning av pH, 2004 var pH 4,7 sedan gick pH upp till 5,2 år 2007 ( $p < 0,559$ ) (figur 33).



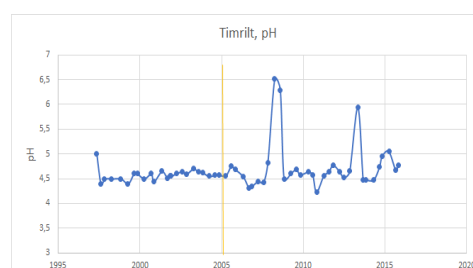
**Figur 33:** pH mellan åren 1987-2010 på lokalen Knapanäs vid stormskador.



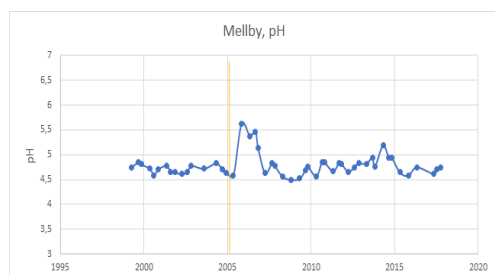
**Figur 34:** pH mellan åren 1996-2017 på lokalen Vallåsen vid stormskador.



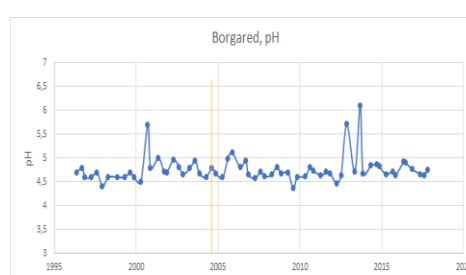
**Figur 35:** pH mellan åren 1989-2012 på lokalen Alandsryd vid stormskador.



**Figur 36:** pH mellan åren 1996-2015 på lokalen Timrilt vid stormskador.

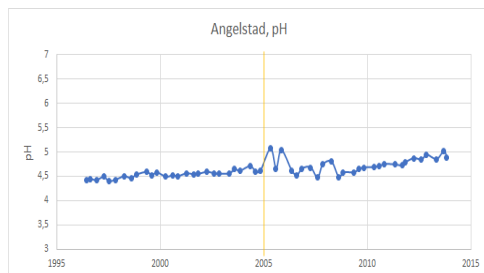


**Figur 37:** pH mellan åren 1998-2017 på lokalen Mellby vid stormskador.



**Figur 38:** pH mellan åren 1996-2017 på lokalen Borgared vid stormskador.

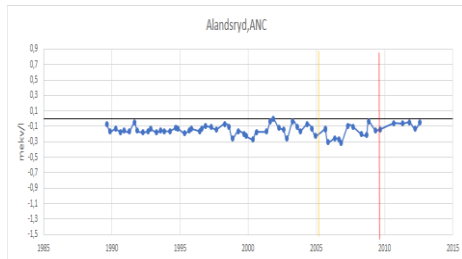




**Figur 39:** pH mellan åren 1996-2013 på lokalen Angelstad vid stormskador.

## ANC

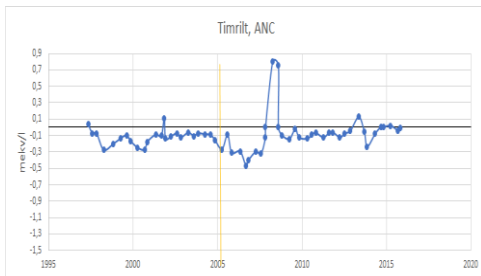
I Angelstad och Knapanäs fanns en antydning till att ANC sjunker efter stormskadorna, denna är dock inte signifikant, se figur 46 och 45. I Angelstad, som stormskadades 2005, var ANC -0,2 mekv/l 2004 och sjönk sedan ner till -0,7 mekv/l 2008 ( $p < 0,866$ ). I Knapanäs, som stormskadades 2005, låg ANC runt 0 mekv/l 2005 sedan sjönk det till -0,4 mekv/l 2009 ( $p < 0,175$ ). I Timrilt går det att urskilja en antydning till höjning av ANC efter stormskadorna 2005, denna är dock inte signifikant, ANC låg på ca -0,3 mekv/l 2005 sedan höjdes det till 0,8 mekv/l 2008 ( $p < 0,522$ ), se figur 42. Mellby ( $p < 0,756$ ), Alandsryd ( $p < 0,860$ ) och Vallåsen ( $p < 0,532$ ) uppvisar ingen förändring av ANC efter stormen 2005, se figur 43, 40 och 41. I Borgared sker det en signifikant höjning av ANC efter stormen 2005 ( $p < 0,001$ ) (figur 44).



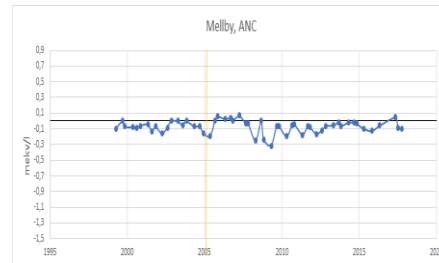
**Figur 40:** ANC mellan åren 1989-2012 på lokalen Alandsryd vid stormskador.



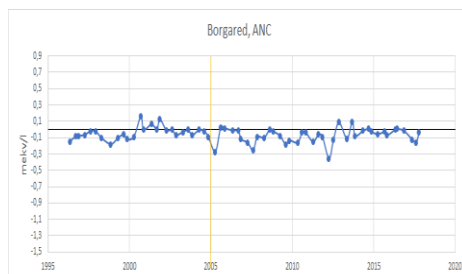
**Figur 41:** ANC mellan åren 1996-2017 på lokalen Vallåsen vid stormskador.



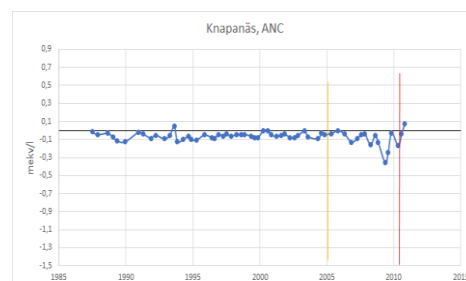
**Figur 42:** ANC mellan åren 1996-2015 på lokalen Timrilt vid stormskador.



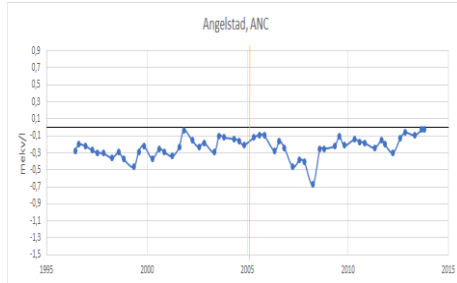
**Figur 43:** ANC mellan åren 1998-2017 på lokalen Mellby vid stormskador.



**Figur 44:** ANC mellan åren 1996-2017 på lokalen Borgared vid stormskador.



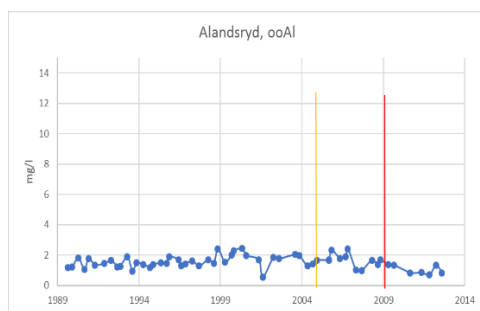
**Figur 45:** ANC mellan åren 1987-2010 på lokalen Knapanäs vid stormskador.



**Figur 46:** ANC mellan åren 1996-2013 på lokalen Angelstad vid stormskador.

## Oorganiskt aluminium (ooAl)

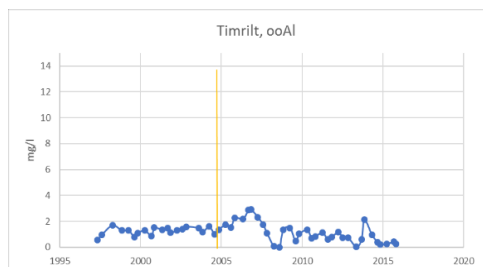
I Knapanäs och Timrilt blev det en relativt liten höjning av halten ooAl efter stormskadorna, denna var dock inte signifikant, se figur 52 och 49. I Knapanäs, som stormskadades 2005, var halten 0,5 mg/l 2005, sedan steg halten till 2,7 mg/l 2009 ( $p < 0,294$ ). I Timrilt, som stormskadades 2005, var halten 1,4 mg/l 2005 sedan steg denna till 2,9 mg/l 2006 ( $p < 0,618$ ). I Vallåsen, som stormskadades 2005, skedde det en icke signifikant förändring av halten ooAl, 2005 var halten ooAl 5,8 mg/l och sjönk sedan ner till -0,4 mg/l 2014, ( $p < 0,567$ ) se figur 48. Alandsryd ( $p < 0,033$ ), Mellby ( $p < 0,483$ ), Angelstad ( $p < 0,075$ ) visar inte på någon förändring av ANC efter stormen 2005, se figur 47, 50 och 53. I Borgared fanns det en statistiskt signifikant ökning av halten ooAl ( $p < 0,004$ ) (figur 51).



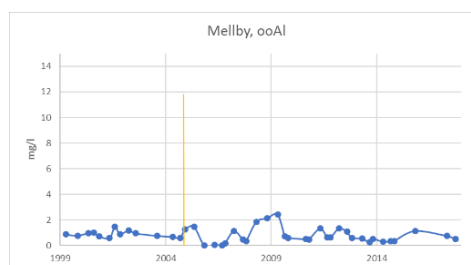
**Figur 47:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1989-2012 på lokalen Alandsryd vid stormskador.



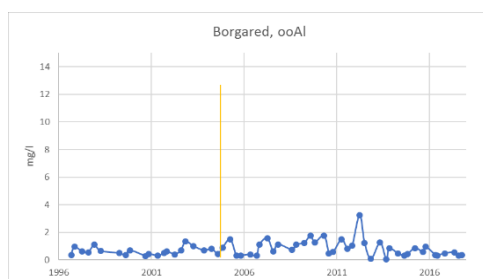
**Figur 48:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1996-2017 på lokalen Vallåsen vid stormskador.



**Figur 49:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1996-2015 på lokalen Timrilt vid stormskador.



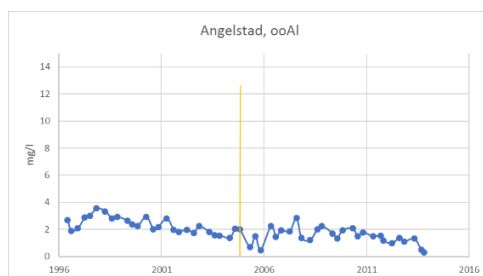
**Figur 50:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1998-2017 på lokalen Mellby vid stormskador.



**Figur 51:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1996-2017 på lokalen Borgared vid stormskador.



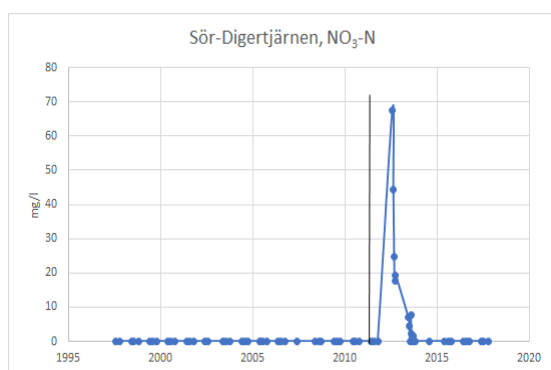
**Figur 52:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1987-2010 på lokalen Knapanäs vid stormskador.



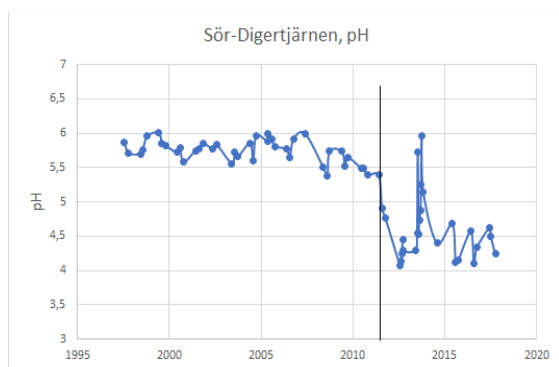
**Figur 53:** Koncentrationen av ooAl mellan åren 1996-2013 på lokalen Angelstad vid stormskador.

## Gödning

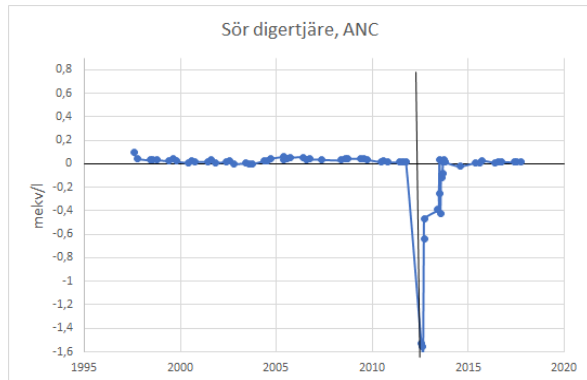
Gödning som skedde 2012 i Sör-Digertjärnen, ledde till en tydlig förhöjning av  $\text{NO}_3\text{-N}$ , halten  $\text{NO}_3\text{-N}$  var under detektionsgränsen 2011 sedan steg denna till 68 mg/l 2012, se figur 54. Det blev även en tydlig förhöjning av halten  $\text{ooAl}$  efter gödningen, halten var under detektionsgränsen 2011 och höjdes sedan till 13 mg/l 2012, se figur 57. Efter gödningen sjönk både pH och ANC ytterligare, se figur 55 och 56. I Sör-Digertjärnen var pH 5,4 2011 sedan sjönk pH till 4 2012, medans ANC låg runt 0 mekv/l 2011 efter gödningen sjönk ANC till -1,6 mekv/l.



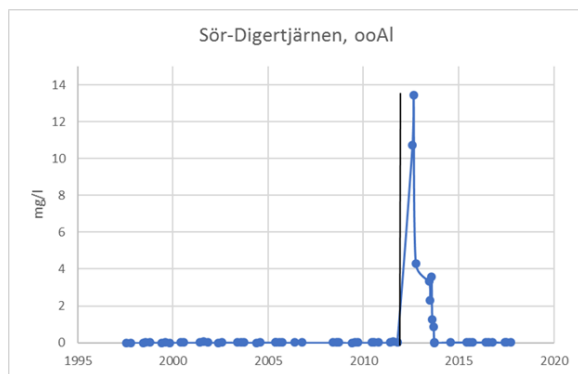
**Figur 54:** Koncentrationen av  $\text{NO}_3\text{-N}$  mellan åren 1996-2017 på lokalen Sör-Digertjärnen vid gödning.



**Figur 55:** pH mellan åren 1996-2017 på lokalen Sör-Digertjärnen vid gödning.



**Figur 56:** ANC mellan åren 1996-2017 på lokalen Sör-Digertjärnen vid gödsling.



**Figur 57:** Halten ooAl mellan åren 1996-2017 på lokalen Sör-Digertjärnen vid gödsling.

## Geografiska skillnader i effekter

### Avverkning

Västra Torup, Kallgårdsmåla, Finnbo och Arkelstorp har tillräckligt långa mätserier efter avverkningen för att det ska vara möjligt att göra en jämförelse av geografiska skillnader i effekter. Vång har däremot inte tillräckligt många mätningar efter avverkning. Västra Torup och Arkelstorp ligger i en zon som har haft 700–1000 mg/m<sup>2</sup> av kvävenedfall, medan Kallgårdsmåla ligger i en zon som har haft 500–700 mg/m<sup>2</sup> och Finnbo i en zon med 300–500 mg/m<sup>2</sup> kvävenedfall (SMHI, 2018). Finnbo hade lägst kväveutlakning av de fyra platserna, vilket kan förväntas då nedfallet är lägst där. Kallgårdsmåla som hade lägre nedfall än Västra Torup och Arkelstorp hade dock högre nitratnivåer i markvattnet efter avverkning.

### Stormar

Vallåsen, Timrilt och Borgared ligger i zonen som har haft en deposition på 700–1000mg/m<sup>2</sup>, medans Angelstad, Mellby och Alandsryd ligger i en zon där kvävenedfallet har varit 500–700 mg/m<sup>2</sup> och Knapanäs ligger i en zon ett nedfall på 300–500 mg/m<sup>2</sup> (SMHI, 2018). Ordningen på kväveutlakningen efter stormskadorna följer inte kvävenedfallsgradienten. Knapanäs som ligger mer östligt och i den zonen med minst kvävenedfall är en av de två lokalerna som har mest kväveläckage bland de stormskadelokalerna. Timrilt och Vallåsen har relativt högt kväveläckage, vilket stämmer överens med nedfallsgradienten eftersom dessa ligger i en zon med mycket deposition av kväve. Angelstad, Mellby och Angelstad hade relativt till de andra stormskadelokalerna medelhöga nivåer på kväveläckaget vilket stämmer med nedfallszonen som de ligger i. Borgared hade lägre kväveläckage än Timrilt, trots att nedfallsnivåerna är de samma för de båda platserna.

### Gallring

Den enda platsen som uppvisade effekter var den sydligaste, Arkelstorp, vilket troligtvis beror på att denna lokal är mest kvävebelastad, men att det är för få platser för att dra några långtgående slutsatser.

# Diskussion

## Kvävehalter jämfört med tidigare studier

Som Akselsson, et al., (2004) tidigare har visat på, så uppvisade merparten av lokalerna i denna studien förhöjda nivåer av kväve vid avverkning. Däremot var det inte lika tydligt, som Akselsson, et al., 2004 visat tidigare, att effekten av avverkningen var högst där det var mest kvävenedfall. Att kväveläckaget inte ökade med ökad deposition kan bero på olika faktorer, det kan till exempel vara att de olika lokalerna har olika mycket vegetation så att upptaget av kvävet är olika. Det kan också bero på markförhållanden samt hur vattnet rör sig i marken.

En lokal i denna studie visade på förhöjda halter av nitrat efter gallring, vilket överensstämmer med resultaten från Vesterdal, et al., (1995). Att bara en lokal visade på en nitrattopp kan bero på att just den lokalen låg mycket sydvästligt och alltså i ett område med hög deposition. Det behövs dock fler lokaler för att fastställa hur depositionsgradienten påverkar effekter av gallringen.

I Hellsten, et al., 2015, har visats att stormskador ger upphov till förhöjda halter av kväve, vilket går att konstatera även i denna studie. Det var dock svårt att fastställa att depositionsgradienten påverkade utlakningen från de stormskadade lokalerna. Detta kan bland annat bero på att det finns en variation mellan lokalerna, eftersom de var drabbade av olika magnituder av stormskador. Men kan även bero på tidigare nämnda faktorer så som vegetation och markförhållanden.

Det är bara en lokal som har blivit gödslad som ingår i denna studien, men denna lokalen visade på ett stort läckage efter gödsling, vilket stämmer överens med Davis m.fl. (2012). De höga kvävehalterna i markvattnet tyder på att skogen inte tar upp den mängden som gödslas, vilket gör att det kan vara befogat att ifrågasätta mängden gödsling per hektar.



## Jämförelse mellan de olika skogsåtgärderna samt stormskador

Det finns likheter i effekterna av avverkning, gallring och stormskador. I alla fallen så sker det ett uttag av träd. Dock är storleken på uttaget olika beroende på om det är avverkning, gallring eller stormskador. Ett större uttag av beståndet resulterar i ett större nitratläckage.

Även om gallringen gav förhöjda halter av nitrat på en lokal så var effekten av avverkning mycket större än gallringen. Detta beror på att det vid avverkningen sker ett större uttag, då alla träden i området fälls istället för ett fåtal. Även stormskadornas effekt på kvävehalten i markvattnet var lägre än avverkningens, vilket kan förklaras av att stormskador antagligen resulterar i ett uttag av färre träd än avverkningar. Att gallringen resulterade i högre läckage av nitrat än stormskador är intressant eftersom stormskadorna antagligen resulterade i att fler träd föll än vid gallringen där uttaget ligger kring 20–35 %. Detta kan som tidigare nämnts bero på att det var hög deposition i Arkelstorp. Stormskadorna gav dock effekt på fler lokaler än vad gallringen gjorde. Gödslingen gav högst kväveläckage av de undersökta skogsåtgärderna och stormskadorna.

## pH, ANC och ooAl

De försurningsrelaterade parametrarna pH och ANC visade på effekter i olika riktningar efter avverkning. Vid höga koncentrationer av nitrat så fås ofta en kraftig sänkning av pH och ANC. Detta var tydligt på Kallgårdsmåla, se figur 8 och 13. Men på de andra lokalerna där det inte fanns en lika tydlig höjning av kväve så steg pH och ANC. Detta beror troligtvis på att nedbrytningen ökar efter avverkning vilket ökar pH och ANC. Denna effekt döljs om avverkningen ger en stor nitrattopp, som leder till försurning. Både vid gallring och stormskador var nitrattopparna relativt små, vilket kan förklara att ingen sänkning av pH och ANC kunde urskiljas. Gödslingen hade en tillräckligt stor höjning av kväve för att även påverka pH och ANC kraftigt.

Försurningen borde även följas upp inom skogsbruket eftersom det kan ge höga halter av  $\text{ooAl}$  vilket kan ge allvarliga konsekvenser för bland annat vattenlevande organismer. Halten av  $\text{ooAl}$  överstiger 8 mg/l, som är det toxiska gränsvärdet för gran, i Kallgårdsmåla (figur 18) och Västra Torup (figur 20) (Akselsson, 2013). Även i Arkelstorp (figur 25) efter gallring uppnåddes den toxiska halten av  $\text{ooAl}$ .

## Skogsbrukets påverkan på ”Ingen övergödning” och ”Bara naturlig försurning”

I relation till jordbruket så bidrar inte skogsbruket med en så stor andel kväveläckage men skogsbrukets bidrag är inte försumbart och ska inte underskattas. Med tanke på att det totala läckaget från skogsbruket kan komma att öka i framtiden, på grund av intensifiering av skogsbruket för att kunna framställa material och biobränslen, så är det viktigt att se över hur kväveläckaget från skogen kan minskas. Effektiviseringen av skogsbruket kan tänkas ske genom kortare omloppstid, mer hyggen, men även mer gödsling. Både avverkning och gödsling har visats i denna studien samt tidigare studier ge ökat kväveläckage. Framtida klimatförändringar kan öka stormrisken, och med stora stormskadade områden så kan detta ändå ge en markant effekt på kväveläckaget (Peltola, et al., 1999).

Skogsbruket är en betydande bidragande faktor till försurningen i Sverige, framför allt genom skörd. I denna studie har det visats att höga nitratkoncentrationer ger en kraftig sänkning av pH. Om kvävehalterna i mark- och ytvatten ökar i det framtida skogsbruket, så kommer även skogsbrukets bidrag till försurningen att öka. För att kunna uppnå miljömålet ”Bara naturlig försurning” så är det viktigt att inte bara fokusera på försurningen som orsakas av skörd av biomassa, utan också beakta kvävet, och eftersträva ett skogsbruk där så lite kväve som möjligt läcker ut till mark- och ytvatten.

## Osäkerheter

Antal platser i denna studie är begränsade till de platser inom Krondropps nätet där skogsbruksåtgärder utförts. Eftersom antalet platser är litet ger resultatet indikationer om hur skogsbruket och stormskador påverkar markvattnet. För att få en mer generell bild krävs det ett större antal platser och en utökad studie där fler faktorer tas hänsyn till.

## Fortsatta studier

Fortsatta studier är viktigt för att få ett större underlag. Genom fortsatta studier ges möjligheten att styrka resultaten i denna studie. Det ger även möjlighet att förstå variationen mellan de olika lokalerna, vilka faktorer som styr variationen och vad det slutändan är som ska mätas för att förstå skillnaden mellan de olika lokalerna.

## Slutsats

Resultaten i denna studie tyder på att avverkning, gödsling och stormskador ger förhöjda halter av nitrat i markvattnet, vilket i viss mån styrker tidigare studier och hypoteserna för denna studien. Även gallring gav förhöjda halter av nitrat i markvattnet men detta var endast på en lokal. De olika skogsbruksåtgärderna samt stormskadorna ger olika stora effekter på nitrathalten i markvattnet, beroende på hur stora ingreppen är. Detta stämmer överens med de satta hypoteserna för denna studie, dock så stämde inte magnituderna sinsemellan de olika skogsåtgärderna och stormskadorna överens med hypoteserna. De försurningsrelaterade parametrarna pH, ANC och oAl påverkades till en viss grad även dom av avverkning, gallring, gödsling och stormskador. Vid höga halter av nitrat i markvattnet så sjönk pH, ANC och medan halten av oAl ökade, vilket stämmer överens med hypoteserna.

Effekten av de olika skogsbruksåtgärderna och stormskador på oorganiskt kväve och försurningsrelaterade parametrar i markvattnet förmodades vara större i mer kvävebelastade områden. I studien fanns dock ett par lokaler där effekternas omfattning inte följde kvävenedfallsgradienten, vilket antyder att det är andra faktorer som påverkar halten av nitrat, mer än kvävenedfallet. Det krävs dock fler lokaler för ytterligare analys. Förslagsvis kan resultaten från denna studien slås ihop med andra studier för att få tydligare resultat.

Resultaten i studien tyder på att skogsbruket idag i viss utsträckning påverkar miljömålen ”Ingen övergödning” och ”Bara naturlig försurning”. I framtiden kommer troligtvis skogsbrukets påverkan på dessa målen bli allt större, på grund av klimatförändringar och större efterfrågan av skog som en resurs. Genom detta kan det anses att det finns ett behov av en förändrad syn på hur skogen ska brukas i Sverige.

# Tack

Tack så mycket till min handledare Cecilia Akselsson för din entusiasm, engagemang och för bra handledning. Slutligen stort tack till min familj och mina vänner, framför allt till Tuve och Tor som har varit ett stort stöd.

# Referenser

Adamson, J., & Hornung, M. 1990. The effect of clearfelling a Sitka spruce (*Picea sitchensis*) plantation on solute concentrations in drainage water. *Journal of hydrology*, 116(1), pp. 287-297

Akselsson, C., Belyazid, S., Hellsten, S., Klarqvist, M., Pihl-Karlsson, G., Karlsson, P.-E. and Lundin, L. 2010. Assessing the risk of N leaching from forest soils across a steep N deposition gradient in Sweden. *Environmental Pollution*, 158, pp. 3588-3595

Akselsson, C., Hultberg, H., Karlsson, P.E., Karlsson, G.P. & Hellsten, S. 2013. Acidification trends in south Swedish forest soils 1986-2008-Slow recovery and high sensitivity to sea-salt episodes. *Science of The Total Environment*, 444, pp. 271-287.

Akselsson, C., Westling, O., Örlander, G. 2004. Regional mapping of nitrogen leaching from clearcuts in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 202, pp. 235-243.

Binkley, Burnham, Lee Allen. 1999. Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. *Forest Ecology and Management*, 121, pp. 191-213.

Davis, Coker, Watt, Graham, Pearce, Dando. 2012. Nitrogen leaching after fertilising young *Pinus radiata* plantations in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 280, pp. 20-30.

Egnell, G; Nohrstedt H-Ö; Weslien J; Westling O & Öhrlander G. 1998. Miljökonsekvensbeskrivning av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogsstyrelsen, Rapport 1-199

Future Forests, 2013. Skogens skötsel. Rapport från Future Forests 2009-2012. Future Forests Rapport 2013:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå. Hämtad 2018-04-15, från: [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/f-for/futureforests/ffrapport\\_skogens-skotsel-2013-08-13.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/f-for/futureforests/ffrapport_skogens-skotsel-2013-08-13.pdf)

Harriman, R., H. Anderson, and J. D. Miller. 1995. The role of sea-salts in enhancing and mitigating surface water acidity. *Water Air Soil Pollut*, 85, pp. 553–558.

Hellsten, S., Stadmark, J., Pihl-Karlsson, G., Karlsson, P-E., Akselsson, C. 2015. Increased concentrations of nitrate in forest soil water after windthrow in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 356, pp. 234-242.

IVL Svenska miljöinstitutet. 2002. Övervakning av luftföroreningar i Västmanlands och Uppsala län. Resultat till och med september 2001. rapport B1445. Hämtad 2018-02-23, från:  
<https://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b73ec/1445515483436/B1445.pdf>

IVL Svenska miljöinstitutet. 2009a. Övervakning av luftföroreningar i Kronobergs län – mätningar och modellering. Hydrologiskt år: resultat t.o.m. september 2008. Kalenderår: resultat t.o.m. 2007. Rapport B 1845. Hämtad 2018-02-23, från:  
<https://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b757d/1445517400305/B1845.pdf>

IVL Svenska miljöinstitutet, 2009b. Övervakning av luftföroreningar i Västra Götalands län – mätningar och modellering. Hydrologiskt år: resultat t.o.m. september 2008. Kalenderår: resultat t.o.m. 2007. Rapport B 1844. Hämtad 2018-02-23, från:  
<https://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b757c/1445517399962/B1844.pdf>

IVL Svenska miljöinstitutet, 2009c. Övervakning av luftföroreningar i Skåne län – mätningar och modellering. Hydrologiskt år: resultat t.o.m. september 2008. Kalenderår: resultat t.o.m. 2007. Rapport B 1839. Hämtad 2018-02-23, från:  
<https://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b7577/1445517397793/B1839.pdf>

IVL Svenska miljöinstitutet. 2010. Övervakning av luftföroreningar i Jönköpings län - mätningar och modellering. Hydrologiskt år: resultat t.o.m. september 2009. Kalenderår: resultat t.o.m. 2008. Rapport B 1902. Hämtad 2018-02-23, från:  
<https://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b75b2/1445517434875/B1902.pdf>

IVL Svenska miljöinstitutet. 2016a. Krondroppsnetet i södra Sverige - övervakning av luftföroreningar och dess effekter i skogsmiljön, rapport C236. Hämtad 2018-02-23, från:  
<https://www.ivl.se/download/18.3016a17415acdd0b1f48e9/1493041538200/C236.pdf>

IVL Svenska miljöinstitutet. 2016b. Krondroppsnetet i mellersta Sverige - övervakning av luftföroreningar och dess effekter i skogsmiljön, rapport C239. Hämtad 2018-02-23, från:  
<https://www.ivl.se/download/18.5922281715bdaebede9196/1494848007285/C239.pdf>

IVL Svenska miljöinstitutet. 2016c. Krondroppsnetet i norra Sverige - övervakning av luftföroreningar och dess effekter i skogsmiljön, rapport C240. Hämtad 2018-02-23, från: <https://www.ivl.se/download/18.5922281715bdaebede9197/1494848007439/C240.pdf>

IVL Svenska miljöinstitutet. 2017. Om Krondroppsnetet. Hämtad 2018-02-26 från: <http://krondroppsnetet.ivl.se/innehall/krondroppsnetet.4.2f3a7b311a7c8064438000623553.html>

Iwald, J., Löfgren, S., Stendahl, J., Karlton, E. 2013. Acidifying effect of removal of tree stumps and logging residues as compared to atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management*. 290, pp. 49-58.

Karlsson, Akselsson, Hellsten, Pihl Karlsson, 2018. A bark beetle attack caused elevated nitrate concentrations and acidification of soil water in a Norway spruce stand. *Forest Ecology and Management*. Volume 422, pp. 338-344

Kubin, E. 1995. The effects of clear cutting, waste wood collecting, and site preparation on the nutrient leaching to ground water. In L.O. Nilsson, R.F. Huttler, U.T. Johansson, eds. *Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands. pp. 661-670.

Mellert, K.H., Kolling, C, Rehfuess, K.E. 1996. Bioelement leaching from Norway spruce ecosystems in Bavaria after windthrow. *Forstwissenschaftliche spruce ecosystems in Bavaria after windthrow*. *Forstwissenschaftliches centralblatt*, 115, pp. 363-377.

Miljömålen, 2017. Bara naturligförsurning. Hämtad 2018-01-20, från: <https://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=100&pl=1>

Naturvårdsverket. 1999. Rapport 5028: Naturens återhämtning från försurning-aktuell kunskap och framtidsscenarier. Hämtad 2018-01-20, från: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-6074-0.pdf>

Naturvårdsverket. 2003a. Ingen övergödning- Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbete. Rapport 5319. Hämtad 2018-03-06, från: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5319-1.pdf>

Naturvårdsverket. 2003b. Bara naturlig försurning- Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Rapport 5317. Hämtad 2018-03-06, från: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5317-5.pdf?pid=2962>



Naturvårdsverket. 2017. Hämtad 2018-05-10, från: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Skogslandskap/Markforsurning/>

Olsson M., Rosén K och Melkerud P-A. 1993. Regional modelling of base cation losses from Swedish forest soils due to whole-tree harvesting. Applied Geochemistry Suppl. Issue 2:19-194.

Peltola, Kellomäki, Väisänen, 1999. Model computations of the impact of climate change on the windthrow risk of trees. Climatic Change, 41, pp. 17-36.

Pihl Karlsson,G., Akselsson,C., Hellsten,S., Karlsson, P.E. 2011. Reduced Europeanemissions of S and N-Effects on air concentrations, deposition and soil water chemistry in Swedish forests. Environmental Pollution, 159, pp. 3571-3582

Ragauskas A.J., Williams C.K., Davison B.H., Britovsek G., Cairney J., Eckert C.A., Frederick W.J. Jr, Hallett J.P., Leak D.J., Liotta C.L., Mielenz J.R., Murphy R., Templar R., Tschaplinski T. 2006. The path forward for biofuels and biomaterials. Science, 311, pp. 484-489

Skogskunskap. 2017. Hämtad 2018-05-10, från: <https://www.skogskunskap.se/skota-barrskog/gallra/gallringsprogram-och-stamval/hur-hart-ska-jag-gallra/>

Skogsstyrelsen. 2018. Skogsstyrelsens statistiskadatabas. Hämtad 2018-04-28, från: [http://pxweb.skogsstyrelsen.se/pxweb/sv/Skogsstyrelsens%20statistikdatabas/Skogsstyrelsens%20statistikdatabas\\_Atgarder%20i%20skogsbruket/JO16\\_1.px/?rxid=b3e7cd03-e134-410a-a2a8-9d6751753d08](http://pxweb.skogsstyrelsen.se/pxweb/sv/Skogsstyrelsens%20statistikdatabas/Skogsstyrelsens%20statistikdatabas_Atgarder%20i%20skogsbruket/JO16_1.px/?rxid=b3e7cd03-e134-410a-a2a8-9d6751753d08)

SMHI. 2018. Miljöövervakningen, totaldeposition av Ammonium Kväve (mg N/m<sup>2</sup>). Hämtad 2018-05-5, från: [https://www.smhi.se/sgn0102/miljoovervakning/kartvisare.php?lager=03DTOT\\_NHX](https://www.smhi.se/sgn0102/miljoovervakning/kartvisare.php?lager=03DTOT_NHX)

Sparling D.W., Lowe T.P. 1996. Environmental Hazards of Aluminum to Plants, Invertebrates, Fish, and Wildlife. In: Ware G.W., Gunther F.A. (eds) Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology (Continuation of Residue Reviews), vol 145. Springer, New York, NY

Vesterdal, L., Dalsgaard, M., Felby, C., Raulundrasmussen, K., Jorgensen, B.B., 1995. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and

phosphorus in the forest floor of Norway Spruce Stands. *Forest Ecology and Management*, 77, pp. 1–10.

Warfvinge P, 1997. *Miljökemi: Miljövetenskap i biogeokemiskt perspektiv*. Lund, KFS, 1997.