

RAPPORT

6 • 2012

Långsiktiga effekter på vattenkemi, öringsbestånd och bottenfauna efter ask- och kalkbehandling i hela avrinningsområden i brukad skogsmark

- utvärdering 13 år efter åtgärder mot förorening



Den första laxoring som fångats på över 40 år.

Veronika Kronnäs, Ida Westerberg, Therese Zetterberg,
Jan Pröjts, Cecilia Holmström, Lars Stibe

© Skogsstyrelsen juli 2012

Författare

*Veronika Kronnäs, Ida Westerberg, Therese Zetterberg, IVL
Jan Pröjts, Cecilia Holmström, Ekologgruppen
Lars Stibe, Länsstyrelsen i Hallands län*

Fotograf

© Florinne Floruta, Jan Pröjts

Projektledare

Stefan Anderson, Skogsstyrelsen

Upplaga

Finns endast som pdf-fil för egen utskrift

ISSN 1100-0295
BEST NR 1845

Skogsstyrelsens böcker och broschyrer
551 83 Jönköping

Innehåll

Förord	1
Sammanfattning	2
1 Introduktion	4
1.1 Kort bakgrundsbeskrivning	4
1.2 Syfte med projektet	6
2 Material och metoder	7
2.1 Försöksområden	7
2.2 Provtagning och analyser av vattenkemi	8
2.3 Statistisk analys av vattenkemidata	8
2.4 Hydrologiska mätningar och vattenföringsberäkningar	10
2.4.1 Hydrologiska mätningar	10
2.4.2 Vattenföringsberäkningar för Ni7 och Ni10	12
2.4.3 Vattenföringsberäkningar för övriga avrinningsområden	13
2.4.4 Hantering av avbrott i vattenföringstidsserierna	13
2.4.5 Vattenföringsberäkningar för Ni2, Ni4, Ni8 och Ni9	14
2.4.6 Vattenföringsresultat och effekt för transportberäkningar	15
2.5 Beräkning av mängd uttransporterat kalcium	15
2.6 Elfiske	15
2.7 Bottenfaunaundersökningar	15
2.8 Tillståndsbedömning och måluppfyllelse	16
3 Resultat	17
3.1 Bäckvattenkemi	17
3.2 Statistisk analys av vattenkemidata	26
3.3 Vattenföring	31
3.3.1 Hydrologiska mätningar	31
3.3.2 Vattenföringsberäkningar för Ni7 och Ni10	32
3.3.3 Vattenföringsberäkningar för övriga avrinningsområden	33
3.3.4 Hantering av avbrott i vattenföringstidsserierna	35
3.3.5 Vattenföringsberäkningar för Ni2, Ni4, Ni8 och Ni9	37
3.3.6 Vattenföringsresultat och effekt för transportberäkningar	38
3.4 Uttransport av kalcium	40
3.5 Elfiske	42
3.6 Bottenfaunaundersökningar	43
3.6.1 Station 2, Skärsjöbäcken, Kallarp, norr fiskdammen	44
3.6.2 Station 4, Krokabäcken	45
3.6.3 Lokalbeskrivning och artlista	49
3.7 Tillståndsbedömning av vattenkvalitet och måluppfyllelse	53
4 Diskussion	56
4.1 Vattenkemi	56
4.2 Vattenföring	58
4.3 Förbättring av de hydrologiska mätningarna	60
4.3.1 Upprustning av mätplatser	60
4.3.2 Installation av mätutrustning	60
4.3.3 Kostnader	61
4.4 Etablering av öring i behandlat avrinningsområde	61

Slutsatser	62
Litteratur/källförteckning	65
Bilaga A Spridning av kalk och aska	68
Bilaga B Analyismetoder bäckvatten	70
Bilaga C Mann - Kendall	71
Bilaga D Tidsserier av bäckvattenkemi för enskilda områden	73
Bilaga E Tidsserier av bäckvattenkemi, medel för behandlingar	85
Bilaga F Vattenkemi, statistiska tabeller	90
Bilaga G Vattenflöden och uttransport av Ca	95
Bilaga H Metodik vid bottenfaunaundersökning	98
Bilaga I Bottenfauna, resultatbehandling	99

Förord

Skogsstyrelsen har sedan 1998 samordnat Projekt Nissadalen. Försöksområdet är beläget ca två mil nordost om Halmstad, alldeles intill Nissan, och består av tretton avrinningsområden på mellan ett par och ca 300 ha. Skogs- och våtmark inom åtta av dessa är behandlade med olika engångsdoser kalk och aska och fem har lämnats orörda som referenser. Behandlingarna skedde under 1998 och 1999. Projektet startade som ett EU-Life-projekt på tre år och sedan dess har uppföljningen skett inom olika mindre projekt. Genom tiderna har Projekt Nissadalen bekostats av markägarna, EU-Life, Skogsstyrelsen, Naturvårdsverket, Länsstyrelsen i Hallands län, IVL Svenska Miljöinstitutet, Skogsvårdsstyrelsen i Södra Götaland, Havs- och vattenmyndigheten m fl. Under senare år, sedan 2002, har Naturvårdsverket varit huvudfinansiär av provtagningar och annan verksamhet inom projektet. Från 1 juli 2011 har Havs och Vattenmyndigheten övertagit finansieringsrollen.

Sedan starten har vattenkemin i utloppen till avrinningsområdena, samt vattenflödet i åtta utlopp mätts av Skogsstyrelsen och IVL Svenska Miljöinstitutet. Vegetationsundersökningar före, direkt efter och flera år efter behandlingarna har utförts av Miljötjänst AB. Bottenfaunan i två av utloppen har undersökts årligen av Ekologgruppen i Landskrona. Länsstyrelsen i Hallands län har utfört elfiske årligen, också i två utlopp från avrinningsområdena.

Projektet har resulterat i flera olika uppföljningar, rapporter, en informationsfilm och minst en vetenskaplig artikel.

Halmstad 2012

Stefan Anderson
Projektledare

Sammanfattning

Nissadalen nära Halmstad ligger i ett av Sveriges mest försurningsdrabbade områden. I slutet av 1990-talet var vattendragen i området mycket starkt försurningspåverkade och det befarades att det skulle vara mycket svårt, eller till och med omöjligt, för området att återhämta sig fullt ut. Mot denna bakgrund startade år 1997 EU-Life-projektet ”En integrerad strategi för kalkning av avrinningsområden” i Nissadalen. Syftet med projektet var att utveckla och demonstrera en behandlingsmetod som både motverkar effekterna av försurning och påskyndar återhämtning i mark och vatten. Metoden skiljer sig från den traditionella våtmarkskalkningen, där man kalkar samma våtmark med få års mellanrum, och från den metod med fastmarkskalkning som rekommenderades av Skogsstyrelsen. Metoden bygger på en engångsbehandling av både fastmark och våtmark, det vill säga behandling av hela avrinningsområdet. Grunddosen var 4 ton kalk och 2 ton aska per hektar. Vissa våtmarker har behandlats med högre kalkdoser, upp till 16 ton kalk per hektar, vilket är lägre än rekommenderad dos vid traditionell våtmarkskalkning (Naturvårdsverket, 2010). Effekten av kalkningsmetoden har sedan försökets start utvärderats genom mätning av vattenkemi, vattenföring och elfiske i bäckar som avvattnar behandlade och obehandlade avrinningsområden samt bottenfaunaundersökningar. Syftet med denna rapport är att utvärdera de långsiktiga effekterna av kalkningsmetoden.

Resultaten från mätningarna visar att metoden fortfarande är ett kostnadseffektivt sätt att motverka försurat tillstånd jämfört med traditionell ytvatten- eller våtmarkskalkning. Enligt mätningarna verkar det ännu i första hand vara behandlingen av våtmarksområdena som har stått för de positiva effekterna, med först en stark och nästan omedelbar förbättring av de vattenkemiska variabler som påverkas av försurning, och sedan vissa tecken på återförsurning. De enbart fastmarksbehandlade områdena uppvisar en splittrad bild, där ett område har en stark och kontinuerlig försurningsåterhämtning, medan ett annat område visar mycket svaga tecken på återhämtning. Beräkningar av kalkuttransporten ur områdena tyder dock på bidrag från fastmarkskalkningen i flera områden. Även flera av de obehandlade referensområdena visar tecken på återhämtning från försurning. Återhämtningen visar sig genom sjunkande halter oorganiskt aluminium, ökande pH och i vissa områden ökande ANC.

Det förbättrade tillståndet efter behandlingen innebar redan första året att ett öringsbestånd som fortfarande finns kvar etablerades i en av bäckarna, medan referensbäcken fortfarande är fisktom. Bottenfaunaundersökningen visade att försurningspåverkan i den kalkade bäcken minskade från *stark* 1998-2004 till *betydlig* 2006-2011, medan referensbäcken hade *stark* försurningspåverkan hela perioden.

Fortsatta mätningar är nödvändiga för att kunna säkerställa effekten från fastmarksbehandlingen eftersom effekten från våtmarksbehandlingen håller på att klinga av samtidigt som bidraget från fastmarksbehandlingen än så länge är litet och osäkert. Halterna av näringsämnena kväve, kalium och fosfor i bäckarna verkar inte ha påverkats av ask- och kalkbehandlingarna. Däremot uppmättes ökad utlakning av kväve både efter skogsavverkningar i avrinningsområdena och efter stormen Gudrun år 2005, som drabbade stora delar av försöksområdet hårt. Vattenföringen ökade markant i ett av områdena där stora delen av skogen på ut-

strömningsområdena föll i samband med stormen Gudrun. Kontinuerliga vattenföringsserier beräknades och användes för att beräkna mängden uttransporterad kalk från försöksområdena. Denna uttransport skedde i de flesta fall snabbare än förväntat.

1 Introduktion

1.1 Kort bakgrundsbeskrivning

Försöksområdet Nissadalen nära Halmstad (Figur 1) ligger i ett av Sveriges mest försurningsdrabbade områden. Kring år 1995 var tillståndet i vattendragen kritiskt. Vattnet var mycket surt ($\text{pH} < 5,5$) och koncentrationen av oorganiskt aluminium var i många fall extremt hög ($> 150 \mu\text{g}$ per liter). Enligt lokala observationer var öringen i vattendragen försvunnen sedan 40 år tillbaka och bottenfaunamätningar tydde på ett kraftigt surt tillstånd. Området ansågs vara i akut behov av restaurerande åtgärder.

Mot denna bakgrund startade EU-Life-projektet ”En integrerad strategi för kalkning av avrinningsområden” i Nissadalen. Syftet med projektet var att utveckla och demonstrera en metod som både motverkade försurningen och påskyndade återhämtningen i mark och vatten. Till skillnad från kalkning direkt i vattendrag med fina fraktioner kalk, användes här grövre fraktioner av både kalk och vedaska, som tillfördes marken i stora delar av avrinningsområdena vid ett enda tillfälle. Effekten beräknades hålla i sig under en mycket längre tid än vid kalkning i vatten eller konventionell våtmarkskalkning, där en mycket liten del av ett avrinningsområde kalkas med mycket höga doser finfördelad kalk. Tidigare försök med skogsmarkskalkning ansågs ha visat på positiva resultat med relativt små givor.

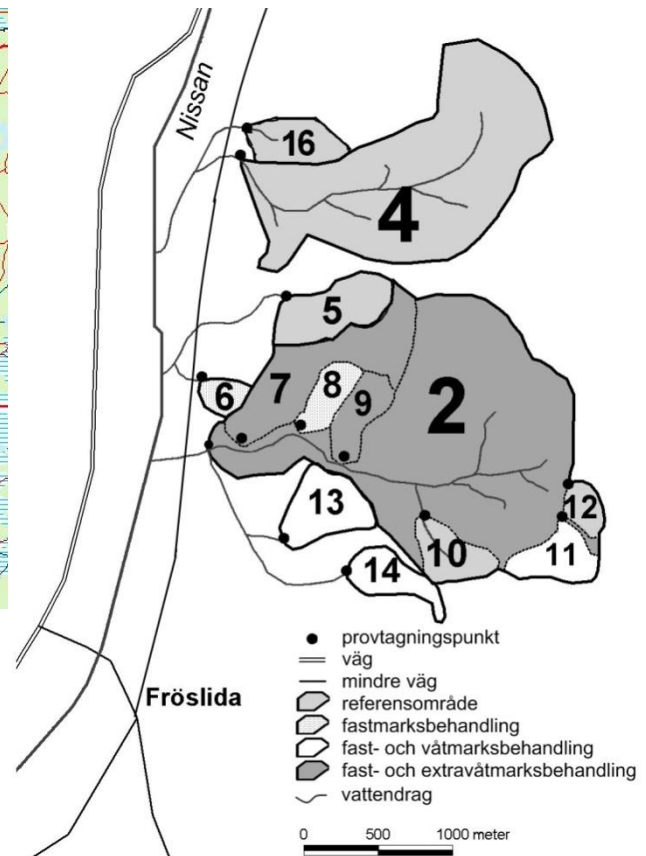
Metoden byggde på en engångsbehandling med kalk och aska av både fastmark och våtmark, det vill säga behandling av hela avrinningsområdet. Hypotesen var att behandlingen av våtmarkerna skulle ge en omedelbar effekt som höll i sig något decennium, medan effekten av fastmarksbehandlingen skulle komma senare och ta vid när effekten av våtmarksbehandlingen klingade av (Figur 2). Projektet startade vintern 1997 med inledande mätningar av vattenkemin. Behandlingarna skedde under vintern 1998 och våren 1999, med spridning av kalk och aska med helikopter och markspredare, och vattenkemin har mätts sedan dess i 13 försöks- och referensområden.

Vid en omfattande utvärdering 2008 av Skogsstyrelsens försök med skogsmarkskalkning och dess effekter på mark, markvatten och ytvatten drogs slutsatsen ”att skogsmarkskalkning med 3 ton kalk/ha är otillräckligt för att reducera halterna vätejoner och oorganiskt aluminium i SKOKALbäckarna i enlighet med Skogsstyrelsens målsättning” (Löfgren et al, 2008a). De försök som då utvärderades hade enbart fastmarksbehandlats och med lägre doser än vad som användes i Nissanprojektet.

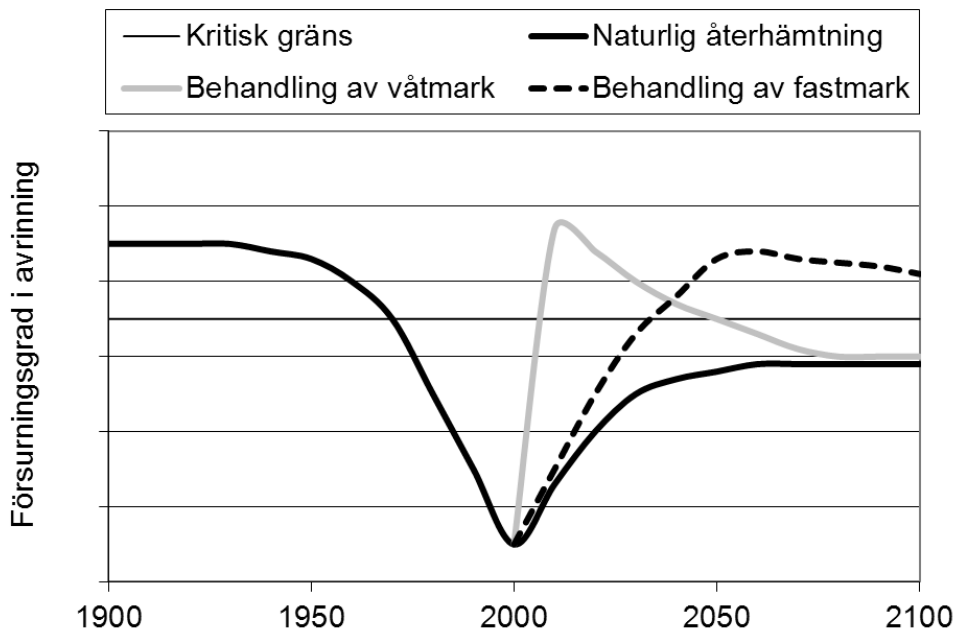
Sedan 2001 ingår Nissadalsprojektet som en del i Skogsstyrelsens och IVL Svenska Miljöinstitutets samfinansierade projekt ”Åtgärder mot markförsurning”. Projektet har genom tiderna även stöttats av Länsstyrelsen i Hallands län, Nordkalk AB och SMA Karbonater. Under dessa år har området även använts för andra undersökningar, främst efter stormen Gudrun år 2005, som drabbade området hårt (Erlandsson et al., 2005; Munthe et al., 2007; Karlsson et al., 2007; Löfgren et al., 2008b).



Figur 1. Avrinningsområdena Ni2, Ni4, Ni5, Ni6, Ni7, Ni8, Ni9, Ni10, Ni11, Ni12, Ni13, Ni14 och Ni16 nära Nissan och byn Fröslida, cirka 3 mil nordost om Halmstad.



Effekten av behandlingen på vattenkemin har tidigare utvärderats och beskrivits bland annat i Larsson et al (2003), Wickström et al (2003), Westling et al. (2007) och Zetterberg (2008), på vegetation bland annat i Wickström et al (2003) och på bottenfauna i två av bäckarna bland annat i Holmström (2006) och Pröjts (2010). En kort informationsfilm som utifrån detta försök beskriver effekterna av skogsmarkskalkning, har också producerats (Berggren, 2001). Resultaten från de tidigare utvärderingarna visade att metoden då var ett kostnadseffektivt sätt att motverka försurningen jämfört med traditionell ytvattenkalkning. Framför allt stod behandlingen av våtmarksområden för de positiva effekterna. Det förbättrade tillståndet innebar i en av bäckarna (Ni2) att öring vandrade in redan samma år som behandlingarna av avrinningsområdet utfördes. Sedan år 2000 har det i Ni2 funnits ett öringbestånd som reproducerar sig framgångsrikt. Referensbäcken Ni4 har varit fisktom. Bottenfaunaundersökningar har visat en liknande bild, där bäcken som avvattnar det behandlade Ni2 har fått ett klart bättre tillstånd med avseende på försurning, även om den ändå har klassats som starkt försurningspåverkad, medan den obehandlade bäcken Ni4 har varit mycket starkt försurningspåverkad och inte uppvisat någon förbättring.



Figur 2. Teoretisk skiss av återhämtningsförlopp från försurning vid kalkning av våtmarker respektive fastmark. Tanken är att i ett område som blivit försurat förbi en kritisk gräns, som anses återhämta sig för långsamt, kan återhämtningen från försurningen påskyndas genom en engångsbehandling med kalk och aska av våtmarken i avrinningsområdet, som ger en snabb effekt på ytvattenkvaliteten, men som också relativt snabbt klingar av, samt en behandling av fastmarken, som ger en långsam effekt som tar vid när effekten av våtmarkskalkningen avtar. Skissen bygger på tidigare kalk- och askförsök i fält samt utlakningstester i laboratoriemiljö.

1.2 Syfte med projektet

Syftet med Nissadalsprojektet har varit att utveckla och demonstrera en metod som både motverkar försurningen och påskyndar återhämtningen i mark och vatten. Metoden bygger på en engångsbehandling av både fastmark och våtmark, det vill säga behandling av hela avrinningsområdet. Hypotesen är att behandling av hela avrinningsområden ska uppnå; 1) en omedelbar men kortsiktig återställning i vattendraget genom våtmarksbehandling och 2) en långsiktig och gradvis minskning av det sura och aluminiumrika avrinningsvattnet från skogsmarken via fastmarksbehandling (Figur 2).

Målet med behandlingen är att öka basmättnadsgraden i marken i avrinningsområdena, minska utlakningen av surt och aluminiumrikt avrinningsvatten och återställa de vattenkemiska förutsättningarna för öring (*Salmo trutta*) i vattendraget utan några negativa bieffekter (exempelvis ökad kväveutlakning).

Syftet med denna rapport är att utvärdera de långsiktiga effekterna (>10 år) av ask- och kalkbehandling på bäckvattenkemi och öringbestånd, samt utvärdera hur snabbt tillsatt mängd kalcium transporteras ut från behandlade områden. Behovet av fortsatta mätningar i Nissadalen och metodens användbarhet som ett effektivt verktyg/komplement till Havs- och vattenmyndighetens kalkningsprogram diskuteras utifrån dessa utvärderingar.

2 Material och metoder

2.1 Försöksområden

I projektet ingår sammanlagt tretton avrinningsområden. Områdena ligger i sydvästra Sverige, i den mest försumningsdrabbade delen av landet, i kuperad brukad skogsmark (Figur 1). Området tillhör också ett av de värst drabbade av stormarna Gudrun och Per, 2005 och 2007, vilka har lett till omfattande stormskador på skogen och att stora delar av området nu är utan skog. Två områden är betydligt större än övriga (Ni2, cirka 300 ha, och Ni4, cirka 200 ha) medan övriga områden varierar mellan 5 och 46 ha (Tabell 1).

Tabell 1. Avrinningsområden i Nissandalen, deras areor och behandling

	Storlek ha	Höjd över havet m	Storlek behandl. våtmark ha	Behandling	Total dos utströmn. område ton/ha	Total dos avrinnings område ton/ha
Ni2	312	85-175	13,7	Extra dos+de behandlingar som delavrinningsområdena (5,7,8,9,10,11,12) behandlats med	10,6	3,8
Ni4	200	75-170	0	Referens	-	-
Ni5	20	100-170	0	Referens	-	-
Ni6	4,6	70-110	0	Grunddos endast på fast mark.	0	7,7
Ni7	46	90-170	4,7	Grunddos + extra dos kalk på utströmningsområden.	16	6,5
Ni8	7	110-150	0	Grunddos endast på fast mark.	0	5,8
Ni9	9	130-160	1,1	Grunddos + extra dos kalk på utströmningsområden.	11,7	5,1
Ni10	10	145-175	0	Referens	-	-
Ni11	18	152-175	0,4	Grunddos på våtmark och fastmark, s.k. totalbehandling	6	4,9
Ni12	5	147-160	0	Referens	-	-
Ni13	20	100-160	2,7	Grunddos på våtmark och fastmark, s.k. totalbehandling	5,3	5,3
Ni14	14	140-185	1,3	Grunddos på våtmark och fastmark, s.k. totalbehandling	6,1	6,1
Ni16	ca 11	75-130	0	Referens, mätningar från 2006	-	-

Åtta områden är behandlade med en kombination av vedaska (2 ton per hektar) och krossad kalksten i olika doser (4, 6 eller 12 ton per hektar). Grunddosen är 2 ton vedaska och 4 ton krossad kalksten per hektar. Även området söder om Ni2, där Ni13 och Ni14 är delavrinningsområden, behandlades med grunddosen, eftersom bäcken från detta avrinningsområde rinner ihop med Ni2 och man inte ville att det sura vattnet från detta område skulle hindra den biologiska återhämtningen genom att utgöra en barriär ut mot Nissan. I detta område ligger en damm, ”Fiskdammen”, som vid försöksstart hade varit fisktom under decennier, men som snart återfick ett öringsbestånd (Berggren, 2001). Resterande avrinningsområden (fem stycken) är obehandlade och utgör referensområden. Behandlingen skedde i november/december 1998 med hjälp av helikopter men slutfördes inte förrän i april/maj 1999 med hjälp av helikopter och traktor på grund av tekniska sprid-

ningsproblem under vintern. Behandlingen under 1998 och planen för fortsatt behandling efter vintern framgår av Bilaga A.

2.2 Provtagning och analyser av vattenkemi

Under året före behandlingen provtogs de 12 bäckarna (Ni16 var inte med då) ungefär varannan vecka, därefter en gång i månaden, med smärre luckor, fram till 2006. Från och med 2006 har provtagningen skett fyra gånger per år (i april, maj, september och oktober) i 10 avrinningsområden, samt varje månad i Ni2 och varje månad i antingen Ni4 eller Ni16, oftast Ni16. Skogsstyrelsen har ansvarat för och utfört provtagningen.

Vattenproverna analyserades av IVL Svenska Miljöinstitutet AB med avseende på pH, alkalinitet, konduktivitet, färg, sulfatsvavel ($\text{SO}_4\text{-S}$), nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$), klorid (Cl), ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$), Kjeldahl-kväve, kalcium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na), kalium (K) och mangan (Mn). Vattenproverna förbereddes även för analys av organiskt aluminium genom jonbyte enligt Driscoll (1984). Analys av järn (Fe), totalfosfor (P-tot), organiskt aluminium (Al-org) och totalaluminium (Al-tot) gjordes av Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Vatten och Miljö i Uppsala. Från och med januari 2006 analyseras även DOC (TOC i filtrerade prover). De analysmetoder som användes redovisas i Bilaga B. Under projektets första månader analyserades endast ett begränsat antal parametrar (oktober 1997 – januari 1998). Dessa var pH (KCl), konduktivitet och färg.

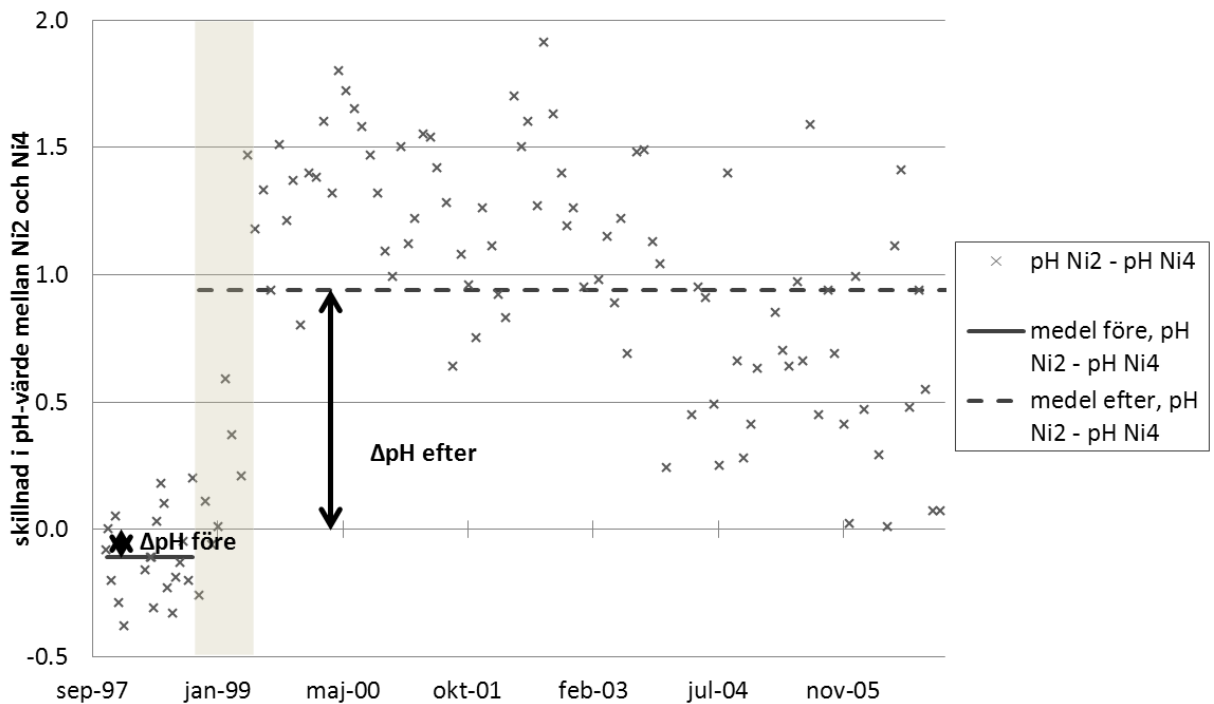
Den syraneutraliserande förmågan (ANC) har beräknats genom att summera halten av katjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) minus summan av halten anjoner (SO_4^{2-} , NO_3^{2-} , Cl), uttryckt som ekvivalenter per liter. Oorganiskt aluminium har beräknats som differensen mellan totalaluminium och organiskt aluminium.

2.3 Statistisk analys av vattenkemidata

Vattenkemin analyserades först grafiskt för att identifiera uppenbara skillnader mellan olika avrinningsområden eller olika år. Därefter beräknades medelvärden för de olika behandlingsleden för varje provtidpunkt och även dessa analyserades grafiskt. Vid beräkningen av medelvärden för referensområdena ingick varken Ni4 eller Ni16 eftersom de saknar data från långa perioder.

Trender i vattenkemi beräknades enligt den icke-parametriska metoden Seasonal-Kendall (se Bilaga C) som är speciellt lämplig för vattendrag med en tydlig säsongsvariation. Det är också en robust metod som inte kräver att data är normalfördelade, eller påverkas av att data saknas eller att koncentrationer är under detektionsgränsen vid enstaka tillfällen. Detta beror på att metoden utgår från den relativa storleken mellan datavärdena och inte det faktiska värdet. Metoden är en vidareutveckling av Mann-Kendall som används för att undersöka tidstrender i ett begränsat datamaterial (exempelvis årsdata). Om provtagningen har skett oftare (exempelvis månadsvis) är Seasonal-Kendall att föredra. Seasonal-Kendall upptäcker linjära trender, men inte plötsliga förändringar i data. Därför passar den för att hitta förändringar på grund av långsamma förlopp, som exempelvis försurning, naturlig återhämtning från försurning, övergödning, utarmning av näringsämnen och liknande. Förutom signifikansen av en eventuell trend erhålls även trendens storlek, beräknad med Mann-Kendall-metoden.

För att hitta stegvisa förändringar i vattenkemin i de olika områdena efter behandlingen användes Randomized Intervention Analysis (RIA) så som den beskrivs av Carpenter et al. (1989) och för svenska avrinningsområdeexperiment av Moldan et al. (1995). Denna metod passar bra för att avgöra om det finns statistiskt signifikanta skillnader efter behandling mellan behandlade områden och referenser, som inte beror på att de skiljde sig redan innan behandlingen. Metoden kräver mätningar från ungefär samma tidpunkter i de områden som ska jämföras. Skillnaderna mellan två undersökningsområden i värdet för en variabel, exempelvis pH, ΔpH , räknas ut för alla mättidpunkter, tillsammans med en medelskillnad för alla tidpunkter före respektive efter behandling, $\overline{\Delta pH}_{före}$ respektive $\overline{\Delta pH}_{efter}$ (Figur 3). Sedan beräknas skillnaden mellan medelskillnad före och medelskillnad efter behandling, $\overline{\Delta pH}_{före} - \overline{\Delta pH}_{efter} = \Delta \overline{\Delta pH}$. Detta är testparameteren. För att avgöra om det är någon signifikant skillnad för den aktuella variabeln efter behandling, jämfört med före behandling, slumpar man ut alla ΔpH -värden i tiden och räknar ut nya, falska, $\Delta \overline{\Delta pH}$. Detta görs femtusen gånger eller mer, för att få en fördelning av möjliga $\Delta \overline{\Delta pH}$. Om det riktiga $\Delta \overline{\Delta pH}$ ligger i den översta eller nedersta 0,1-percentilen i denna fördelning är det statistiskt säkert på en trestjärnig nivå ($p < 0,001$) att variabeln har förändrats efter behandlingen i något av avrinningsområdena. Däremot bevisar inte metoden att behandlingen är orsaken till förändringen.



Figur 3. Vid RIA-analys jämförs skillnaden mellan avrinningsområdena i någon viss variabel före behandling med skillnaden mellan avrinningsområdena för samma variabel efter behandling. Behandlingen med kalk och aska symboliseras i figuren av det gråa vertikala fältet.

RIA-analys genomfördes för alla variabler med tillräckligt mycket data, för alla kombinationer av avrinningsområden. Tre RIA-analyser utfördes: där hela tidsperioden efter behandlingen (november 1998 – 2011), perioden kort efter behandlingen (november 1998 - 2000) och åren 2006 - 2011 jämfördes med perioden före behandling. Det är framför allt resultaten från hela perioden som redovisas här. De båda andra analyserna gjordes för att undersöka vilka effekter som kom

snabbt efter behandlingen respektive vilka som har tillkommit eller upphört på senare år. Det kan exempelvis röra sig om effekter som beror på att referensområdena har kommit ikapp kalkade områden i försurningsåterhämtning eller att de enbart fastmarkskalkade områdena har börjat få effekt av kalkningen. Eftersom det är en lång tidsperiod, under vilka stormar, avverkningar och annat har skett, kommer en del av de signifikanta skillnaderna ha andra orsaker än själva behandlingen. Ni16 saknar data från perioden innan behandlingarna och ingår därför inte i RIA-beräkningarna.

Även tidsserierna med medelvärden för de olika behandlingsleden analyserades med RIA.

2.4 Hydrologiska mätningar och vattenföringsberäkningar

Mängden av olika ämnen som transporteras ut från ett avrinningsområde med det avrinnande vattnet beräknas från bäckvattenkoncentrationer och vattenföringsdata från områdets utloppspunkt. Både mängden uttransporterad kalk efter kalkningsåtgärder samt belastning av försurande och övergödande ämnen kan beräknas på detta vis. Utifrån långa tidsserier över ämnestransport kan förändringar som uppstått på grund av klimatförändringar eller störningar i området (t.ex. avverkning och stormfällning) identifieras. Vattenföringsdata av god kvalitet är av stor vikt för precisionen i sådana beräkningar. Helst bör mätningar i ett avrinningsområdes utloppspunkt användas, men om sådana mätningar saknas kan vattenföringen istället beräknas antingen med en hydrologisk modell eller utifrån data från närliggande områden. När ett närliggande område används är den enklaste metoden att relatera vattenföringen med arean på det område som saknar data d.v.s. använda den specifika avrinningen (flöde per areaenhet). Den specifika avrinningen kan förväntas vara mer lika för större avrinningsområden medan lokala skillnader i nederbörd, topografi, vegetation och markegenskaper ofta spelar större roll för små områden. Det gör att flödesvariabiliteten ökar med minskande skala (Jowett och Duncan, 1990).

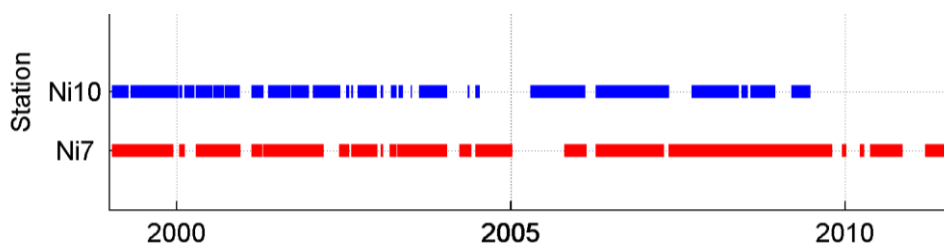
2.4.1 Hydrologiska mätningar

I Nissadalens avrinningsområden beräknas vattenföringen som en funktion av vattenståndet i de åtta områden där hydrologiska mätdammar har installerats (Figur 1 och Tabell 2). Avläsningen av vattenståndet sker antingen kontinuerligt med hjälp av pegelskrivare (Ni7 och Ni10, Tabell 2) eller i samband med den vattenkemiska provtagningen (4–12 gånger per år) då vattenståndet i mätdammarna läses av (Ni5, Ni6, Ni11, Ni12, Ni13 och Ni14). De kontinuerliga mätningarna vid mätdammarna Ni7 och Ni10 utgör basen för beräkningen av flödet i övriga områden. Även vid kontinuerliga mätningar saknas ibland data, till exempel på grund av isbildning eller att mängden stormfällda träd gjorde det omöjligt att ta sig fram i området efter stormen Gudrun 2005 (Figur 4 4). Vid sådana tillfällen utnyttjas i första hand data från pegelskrivarna i Ni7 och Ni10 och i andra hand data från SMHI:s station Snapparp i Nissans avrinningsområde (SMHI, 2011). Fem avrinningsområden (Ni2, Ni4, Ni8, Ni9 och Ni16) saknar mätdammar och vattenföringen för de fyra första av dessa områden beräknas därför med avrinningen för övriga områden utifrån skillnaden mellan avrinningsområdenas areor. Vattenföringen beräknades för tolv områden för perioden 1999-01-01 till 2011-08-31.

Tabell 2. Hydrologiska mätningar i Nissadalens avrinningsområden.

Avrinningsområde	Ni2	Ni4	Ni5	Ni6	Ni7	Ni8	Ni9	Ni10	Ni11	Ni12	Ni13	Ni14
Hydrologisk mätdamm			X	X	X			X	X	X	X	X
Manuell avläsning av vattenstånd			X	X	X			X	X	X	X	X
Kontinuerlig avläsning med pegelskrivare					X			X				

De hydrologiska mätdammarna i Nissadalen har anlagts genom att föra ner en skiva gjord av flakplywood tvärs över bäcken och därmed skapa en fördämning uppströms. Vattnet rinner ut från dammen genom ett triangulärt överfallsvärn i rostfri plåt (3 mm tjockt) som är monterat direkt på skivan (Figur 5). Överfallsvärnet har en V-formad öppning med en vinkel på 45°, särskilt anpassad till vattenföringen utifrån avrinningsområdets storlek och förväntad nederbörd. Vattenföringen beräknas som en funktion av vattenståndet (avståndet mellan vattenytan och överfalllets vinkelspets där vattnet rinner ut från dammen) och värnets öppningsvinkel (se 0).



Figur 4. Tillgänglighet av vattenståndsdata vid Ni7 och Ni10

Vattenståndet registreras manuellt för de mätdammar som saknar pegelskrivare i samband med den vattenkemiska provtagningen, samt varje månad i Ni7 och Ni10 för att etablera baslinjen för pegelavläsningarna. Vid de manuella avläsningarna avläses avståndet mellan vattenytan och metallskivans överkant med en linjal på båda sidor om värnets öppning. Från avståndet mellan överkanten och vinkelspetsen (40 cm) subtraheras sedan medelvärdet av de båda mätningarna för att få vattenståndet. Provtagningsfrekvensen för de områden som saknar pegelskrivare har varierat under årens lopp. Mellan 1998–2006 skedde avläsningarna månadsvis i alla åtta dammar men från och med 2007 drogs antalet mätningar ner till 4 gånger per år (april, maj, september och oktober) i Ni5, Ni6, Ni11, Ni12, Ni13 och Ni14.



Figur 5. Den hydrologiska mätdammen vid utloppspunkten för avrinningsområde Ni10. Till vänster om mätdammen skymtar den automatiska pegelskrivaren som kontinuerligt registrerar vattenståndet. Pegelskrivaren är kopplad till en flottör installerad i ett vertikalt rör (det vita röret) som i sin tur är kopplat till ett annat rör som leder in under dammen (detta rör har ett skydd vid rörets utlopp för att förhindra igensättning). Foto: Florinne Floruta.

2.4.2 Vattenföringsberäkningar för Ni7 och Ni10

Vattenföringen för Ni7 och Ni10 beräknades i flera steg. Först digitaliserades pegelpappren från pegelskrivarna, detta gjordes både manuellt och med digitaliseringsprogram (Sigma Scan och Digitizelt) från inskannade papper. Fram till 2005 digitaliserades data manuellt och en punkt per dygn avlästes från kurvan med jämna intervall, därefter avlästes alla punkter där kurvan ändrar utseende för att bättre representera perioder med snabba vattenståndsförändringar. Utifrån vattenståndet i början och i slutet av den tidsperiod som ett pegelpapper representerar (cirka 1 månad) identifierades den baslinje som motsvarar att vattennivån sammanfaller med överfallsvärnets lägsta punkt (d.v.s. att flödet är lika med noll). Hela vattenståndstidsserien kan sedan avläsas utifrån baslinjen. Under vissa perioder behövde värdena från vattenståndsmätningarna vid start och slut av pegelpappersperioden justeras eftersom de resulterade i en orimligt sned baslinje, justeringen kunde göras genom att lägga samman flera pegelpapper och jämföra baslinjernas nivåer. En sned baslinje, på grund av att pegelpappret suttit något snett eller att mätningarna vid start och slut av pappret har begränsad precision, introducerar osäkerheter i beräkningarna. Dessa osäkerheter skattades för Ni7 och Ni10 genom att lägga på ett fel på ± 1 , ± 2 , och ± 3 mm till vattenståndsserien och beräkna effekten på beräkningen av dygnsmedelvattenföringen. Ett snett påsatt papper bedömdes ha ett maximalt fel av ± 3 mm.

Vattenståndsdata kvalitetskontrollerades sedan och perioder med orimliga data justerades eller uteslöts. Därefter interpolerades vattenståndsdata till timvärden med hjälp av styckvis kubisk interpolation. Kubisk interpolation ger mer avrun-

dade – och därmed mer realistiska – flödestoppar jämfört med linjär interpolation. Interpolationen gjordes inte mellan tidpunkter där det fattades data. Till sist beräknades vattenföringen som en funktion av vattenståndet med ekvationen för triangulära överfall, som är härledd från Bernoullis ekvation; där flödet är en funktion av värnets geometri och avståndet mellan vattenytan och överfallets vinkelspets (Ekvation 1). En utströmningskoefficient på 0,6 antogs och stämde i medeltal med de få kalibreringsdata som var tillgängliga. Dygnsmedelvattenföringen beräknades sedan utifrån timvärdena.

$$Q = \mu \cdot \frac{8}{15} \sqrt{2 \cdot g} \cdot \tan \frac{\alpha}{2} \cdot h^{\frac{5}{2}} \quad (1)$$

Q = flöde ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

μ = utströmningskoefficient (ca 0,6)

α = överfallsvinkel (grader)

h = höjd över vinkelspets (m)

g = tyngdacceleration ($9,81 \text{ m s}^{-2}$)

2.4.3 Vattenföringsberäkningar för övriga avrinningsområden

Vattenföringen för de mätdammar som enbart hade punktvisa vattenståndsmätningar beräknades utifrån vattenståndsdata för Ni7 genom att använda de punktvisa mätningarna för att skapa en relation mellan vattenståndet i dessa områden och det i Ni7. Vattenståndsmätningarna i Ni7 användes istället för Ni10 eftersom vattenföringen vid Ni10 ändrade karaktär efter stormen Gudrun. För varje mätvärde beräknades en faktor som H_{NiX}/H_{Ni7} där H_{NiX} är vattenståndet i område X. Medianvärdet av alla beräknade faktorer för ett område användes som bästa skattning och den 20:e och 80:e percentilen användes för att illustrera osäkerheten i beräkningen. För att beräkna vattenståndet multiplicerades sedan dessa värden med vattenståndet för Ni7. Vattenföringen beräknades sedan med Ekvation 1 på samma sätt som beskrivits för Ni7 och Ni10. Metoden utvärderades för Ni7 och Ni10 under perioden före stormen Gudrun genom att göra beräkningarna för Ni7 med hjälp av det bäst skattade vattenståndet från Ni10 och tvärtom för Ni10 med Ni7.

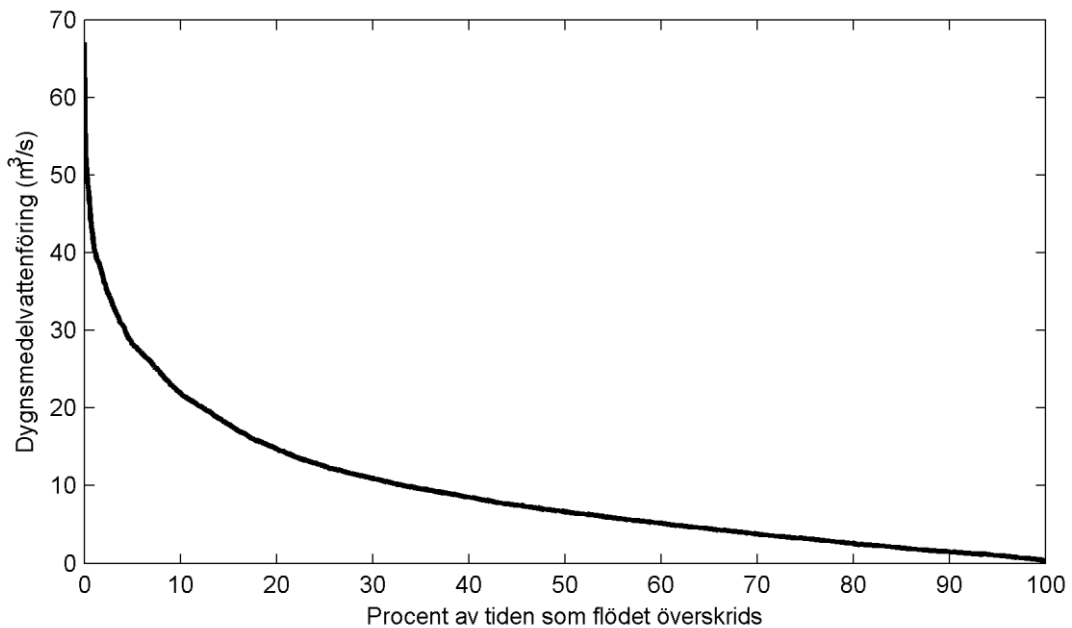
2.4.4 Hantering av avbrott i vattenföringstidsserierna

För ämnestransportberäkningar behövs kontinuerliga vattenföringsserier, men data från pegelskrivarna innehöll flera luckor (både kortare och längre) på grund av problem med utrustningen, isbildning, stormpåverkan, m.m. (Figur 4). Data som saknades beräknades med QPPQ-metoden (Ekvation 2). Metoden innebär att en relation med vattenföringen för ett annat närliggande område (ett basområde) skapas med hjälp av varaktighetskurvorna för båda områdena (Archfield et al., 2010; Fennessey, 1994; Mohamoud, 2008; Straub och Over, 2010). En varaktighetskurva beskriver fördelningen av flödet under en viss tidsperiod och visar hur stor del av tiden flödet är större eller mindre än ett visst värde (y-axeln visar vanligtvis flöde och x-axeln visar andel av tiden som flödet överskrids (Figur 6). För att skatta ett värde som fattas i en tidsserie beräknas vilken percentil P_b i flödesfördelningen som vattenföringen Q_b vid samma tidpunkt i basområdet motsvarar från dess varaktighetskurva. Samma percentilvärde P_x används sedan för att skatta flödet Q_x i området som saknar data ur dess varaktighetskurva. Varaktighetskurvorna beräknas endast med data för tidpunkter då det finns data för båda områdena. Metoden kan beskrivas enligt Ekvation 2.

$$Q_b(t) \rightarrow P_b(t) = P_x(t) \rightarrow Q_x(t) \quad (2)$$

För att metoden ska lyckas måste områdena ha liknande dynamik, det vill säga att korrelationen mellan flödestidsserierna måste vara hög. Om högflödesvärdena för basområdet överskrider de värden som basvaraktighetskurvan beräknats med kan relationen mellan $Q_b(p)/Q_x(p)$ för de högsta flödena användas för extrapolation, lågflödesvärden som är lägre än lägsta flöde kan interpoleras ner mot noll (Straub och Over, 2010). Dessa båda metoder användes här.

I första hand data användes Ni7 och Ni10 som basområden och i andra hand data från stationen Snapparp i Nissans avrinningsområde (SMHI, 2011). Data som fattades i tidsserierna för Ni7 och de övriga stationer som beräknats från Ni7 beräknades där så var möjligt från Ni10. Luckor i Ni10 beräknades på samma sätt från Ni7. Detta gjordes före, respektive efter 2005-04-01 eftersom Ni10 ändrade karaktär efter stormen Gudrun. Sedan användes Snapparp för att fylla resterande luckor. Metoden utvärderades genom att 11 (vid beräkning med Ni7 och Ni10) respektive 19 (vid beräkning med Snapparp) gånger exkludera 200 dagar i följd med data för en station och sedan beräkna dessa med metoden. Osäkerheten i beräkningen med QPPQ-metoden beräknades sedan utifrån exkluderade originaldata för samma period och jämfördes med osäkerheten vid beräkning med specifik avrinning.



Figur 6. Varaktighetskurva för dygnsmedelvattenföring 1999–2010 för stationen Snapparp i Nissans avrinningsområde. Kurvan visar hur stor andel av tiden flödet är högre eller lägre än ett visst värde. Exempelvis är flödet större än 7 m³/s under 50 % av tiden.

2.4.5 Vattenföringsberäkningar för Ni2, Ni4, Ni8 och Ni9

Fem avrinningsområden (Ni2, Ni4, Ni8, Ni9 och Ni16) saknar helt och hållet mätdammar. Vattenföringen beräknades därför för de fyra förstnämnda med hjälp av specifik avrinning för övriga områden (förutom Ni10 som ändrade karaktär efter stormen Gudrun). För Ni16 beräknades inte flödet, eftersom det vid beräkningarna inte var känt att Ni16 fanns. Eftersom specifik avrinning kan variera

stort på liten skala användes alla områden för beräkningarna och medianvärdet av dessa avrinningsserier användes som en bästa skattning.

2.4.6 Vattenföringsresultat och effekt för transportberäkningar

Vattenföringens variation med tiden och mellan de olika områdena analyserades slutligen och områdesvariationerna jämfördes med data från vattenföringsmätningar som utfördes vid ett fältbesök 2011-11-15. Effekten av osäkerhet i specifik avrinning för beräkningar av mängd uttransporterad kalk beräknades även för Ni2, med samma beräkningsmetodik för beräkning av uttransport som beskrivs nedan.

2.5 Beräkning av mängd uttransporterat kalcium

Uttransporten av den tillsatta mängden kalcium beräknades med hjälp av vattenflödet. För kalcium beräknades en bakgrundshalt för alla avrinningsområden utifrån trenden i kalciumhalt i referensområdena Ni5, Ni10 och Ni12 (beräknad med Mann-Kendall-metoden enligt kapitel 0 ovan). Medelvärdet av trenden för dessa avrinningsområden användes för att beräkna bakgrundshalterna för alla områden med hjälp av kalciumhalten före behandling. Dessa bakgrundshalter subtraherades sedan från kalciumkoncentrationerna före beräkningen av de uttransporterade mängderna. De uttransporterade mängderna kalcium relaterades till mängden tillförd kalcium under behandlingarna.

2.6 Elfiske

Två av bäckarna, Ni2, Skärsjöbäcken (kalkad på fastmark och våtmark med extra dos), och Ni4, Krokabäcken (referensbäck), har provfiskats av Länsstyrelsen i Hallands län sedan innan behandlingen av avrinningsområdena. Som inventeringsmetod används elfiske i rinnande vattendrag. Genom att sticka ner en elektrisk stav bedövas fiskarna och flyter upp till ytan varefter de kan fångas in. Fiskbeståndet bedöms både kvalitativt och kvantitativt, det vill säga både artförekomst, uppdelat på årsungar och äldre, och täthet registreras. Efter registrering släpps fiskarna tillbaka till bäcken utan att ha tagit skada. Elfisket har skett på hösten sedan projektet startade 1998 men inte med samma frekvens. I Skärsjöbäcken (Ni2) har elfiske utförts varje år utom 2001 medan Krokabäcken endast har undersökts årligen 1998-2000, 2004 samt årligen 2007-2009. De resultat som presenteras i denna rapport är hämtade från Elfiskeregistret.

2.7 Bottenfaunaundersökningar

Inom ramen för ett LIFE-projekt gällande kalkning av försurad skogsmark har bottenfaunan undersökts i två mindre vattendrag som ingår i Nissans avrinningsområde. Syftet har varit att dokumentera eventuella förändringar i bottenfaunans sammansättning i samband med skogs- och våtmarkskalkning. Undersökningen har gjorts på uppdrag av Skogsstyrelsen.

Av de båda undersökta lokalerna ligger station 2 i ett vattendrag där omgivande skog kalkats 1998-1999, medan station 4 fungerar som referens och inte har kalkats.

Följande rapport redovisar resultatet från bottenfaunaprovtagningen hösten 2011. Prover har tidigare tagits våren 1998, vår och höst 1999 samt hösten 2000, 2003,

2004, 2006, 2007, 2008, 2009 och 2010. Dessa har redovisats i tio rapporter, bland andra Holmström (2006) och Pröjts (2010).

2.8 Tillståndsbedömning och måluppfyllelse

I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2007) tillämpas ramdirektivets statusklassificering som bygger på någon form av antropogen påverkan. För försurningspåverkan i sjöar och vattendrag ska bedömningen ske med modellering med hjälp av MAGIC-modellen eller bedömning med hjälp av MAGIC-biblioteket. I denna rapport användes MAGIC-biblioteket (www.ivl.se/magicbibliotek, mars 2012) för att bedöma vattendragen ur försurningssynpunkt. Årsmedelvärden av vattenkemi och flöde bedömdes för åren 1998-2010 var för sig, vilket gav en serie bedömningar för varje bäck. Vattenkemin från behandlade områden korrigerades för kalkpåverkan inför bedömningen med hjälp av referensområdenas värden och värdena före behandlingen, vilket ger en serie bedömningar ($\Delta\text{pH}_{\text{korr}}$) av hur vattendraget skulle varit utan kalkningen. Utifrån dessa värden beräknades $\Delta\text{pH}_{\text{behandlad}} = \Delta\text{pH}_{\text{korr}} + \text{pH}_{\text{korr}} - \text{pH}_{\text{uppmätt}}$, som uppskattar hur mycket pH har förändrats från förindustriell tid fram till aktuellt år, alltså hur försurningspåverkat vattendraget var under det året.

Resultaten från försöket jämfördes med Skogsstyrelsens mål med fastmarksbehandling från den tid försöket planerades (Johansson et al., 1999), vilka var:

- att markens uthålliga produktionsförmåga ska bevaras,
- att skogarnas vitalitet ska bibehållas,
- att skogsmarkens läckage av bl.a. aluminium till yt- och grundvatten ska minska och
- att försurningens negativa effekter på flora och fauna ska motverkas.

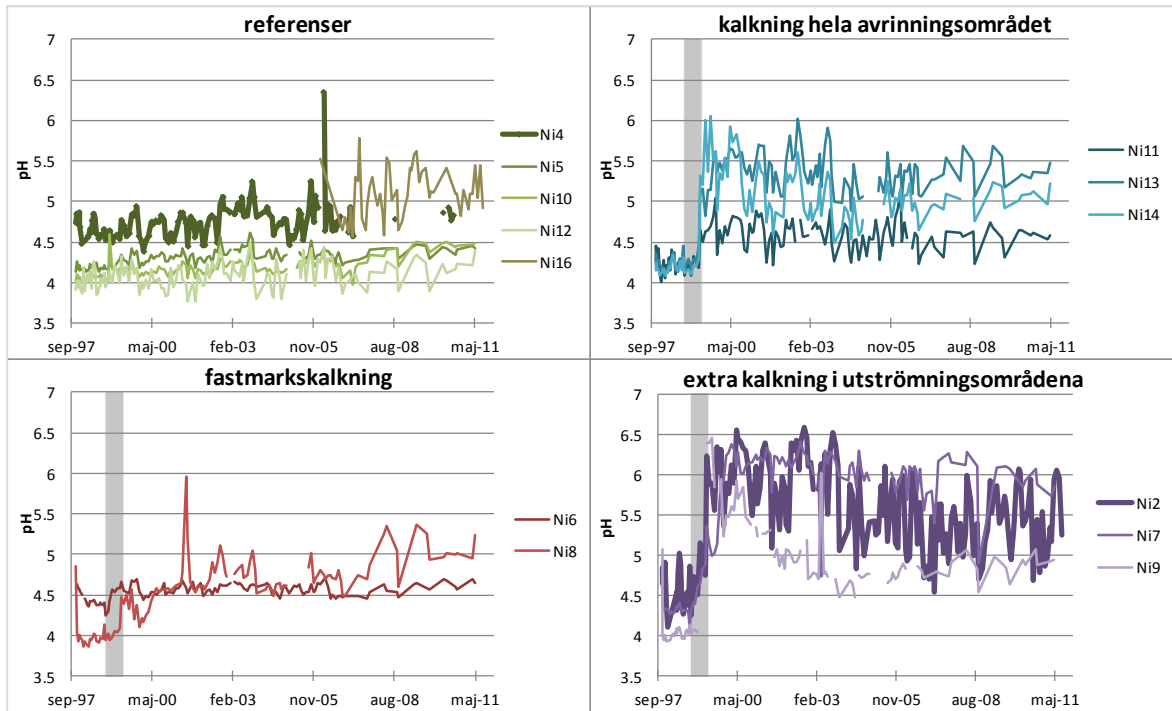
De två första punkterna ovan bedöms inte i denna rapport, eftersom markkemi och skogstillväxt inte är uppmätt inom projektet.

Försökets resultat jämförs också med den teoretiska skissen över förväntad effekt av behandlingarna (Figur 2).

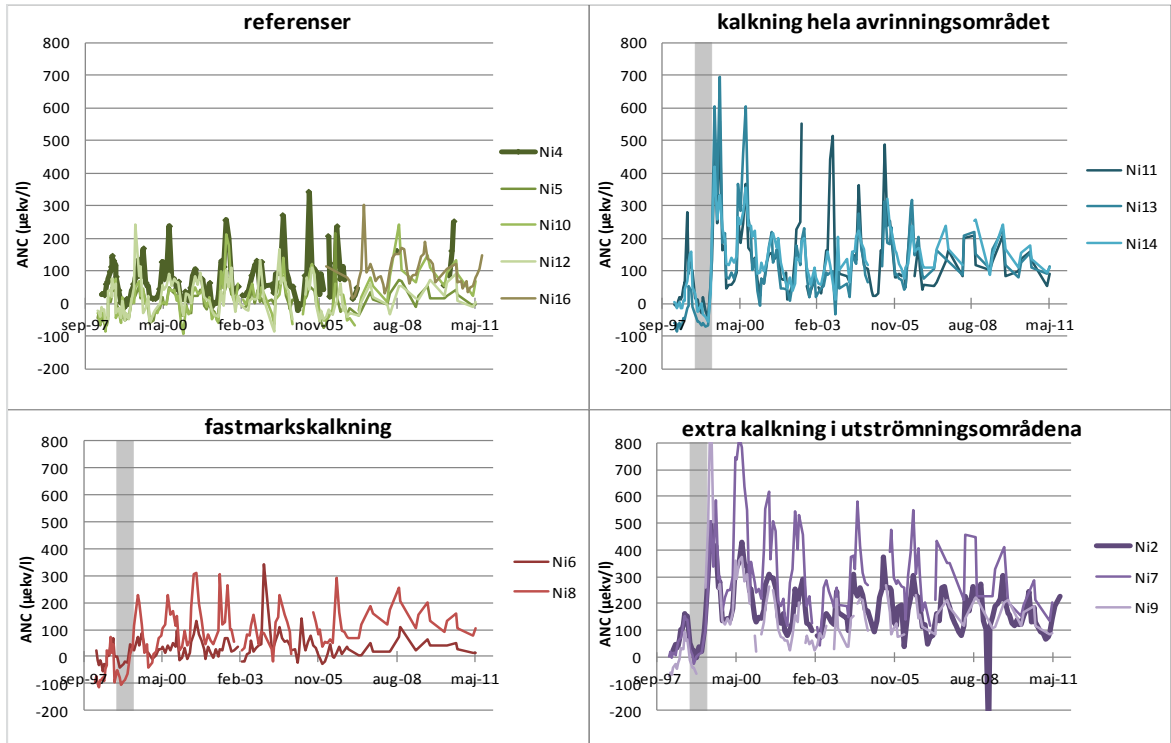
3 Resultat

3.1 Bäckvattenkemi

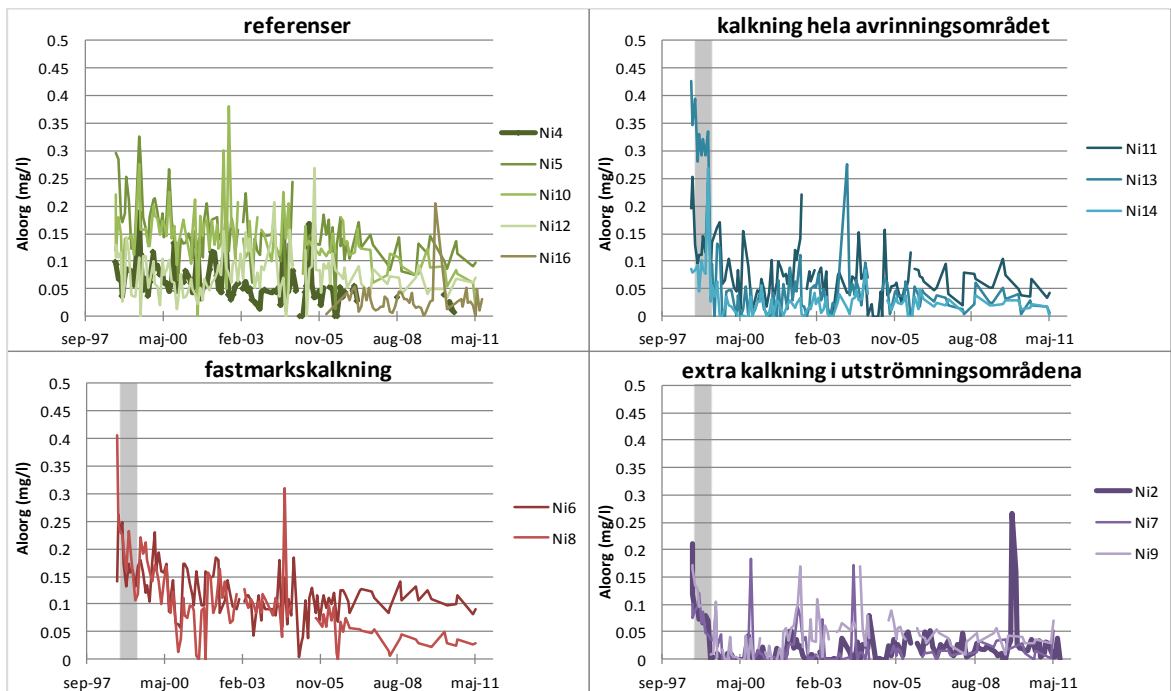
Nedan visas tidsseriediagram över uppmätt pH, sulfat ($\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$), Ca och nitrat ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) och beräknad ANC och oorgAl utifrån uppmätta koncentrationer, i de tretton avrinningsområdena, uppdelade efter behandling (Figur 7- Figur 12). Övriga analyserade ämnen visas i Bilaga D.



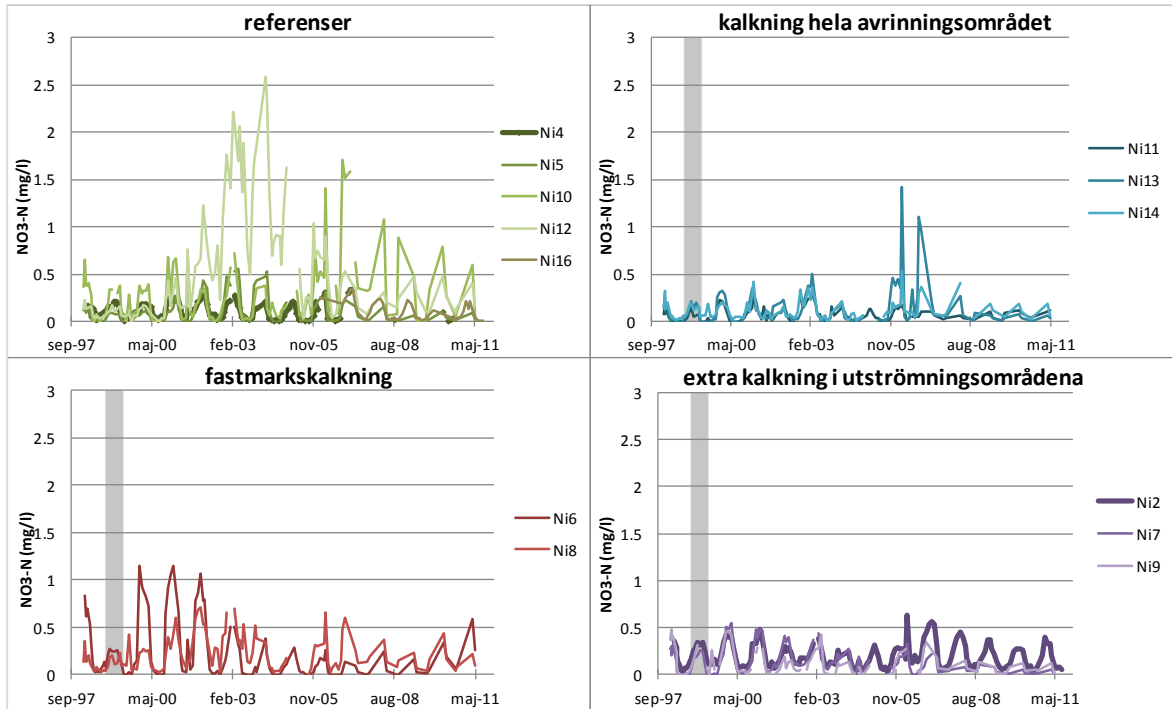
Figur 7. Uppmätta pH-värden i de tretton bäckarna – referensbäckarna överst till vänster, de enbart fastmarksbehandlade underst till vänster, bäckar med behandling av både fastmark och våtmark med grunddos överst till höger och bäckar med behandling av fastmark med grunddos, samt våtmark med grunddos plus extra kalk underst till höger. Den grå zonen markerar tiden mellan första och sista behandling i området som helhet. Behandlingarna pågick inte hela den markerade perioden och enskilda avrinningsområden fick behandling i olika delar av perioden.



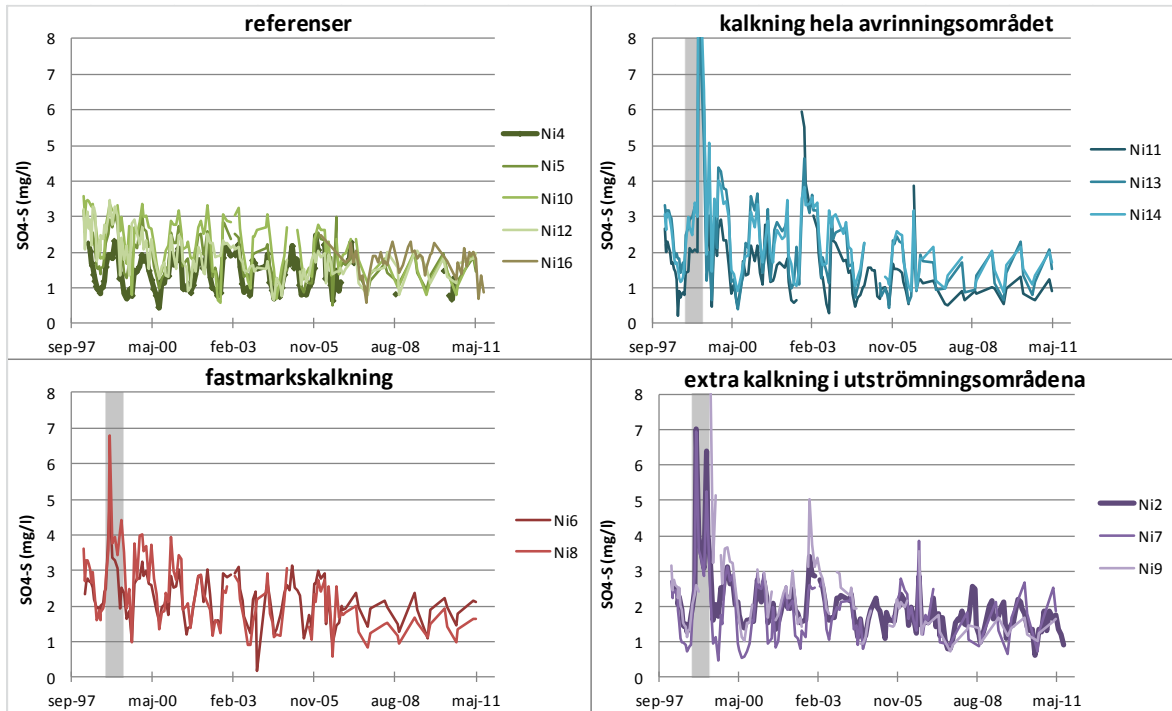
Figur 8. Beräknade ANC-värden i de tretton bäckarna – referensbäckarna överst till vänster, de enbart fastmarksbehandlade underst till vänster, bäckar med behandling av både fastmark och våtmark med grunddos överst till höger och bäckar med behandling av fastmark med grunddos, samt våtmark med grunddos plus extra kalk underst till höger.



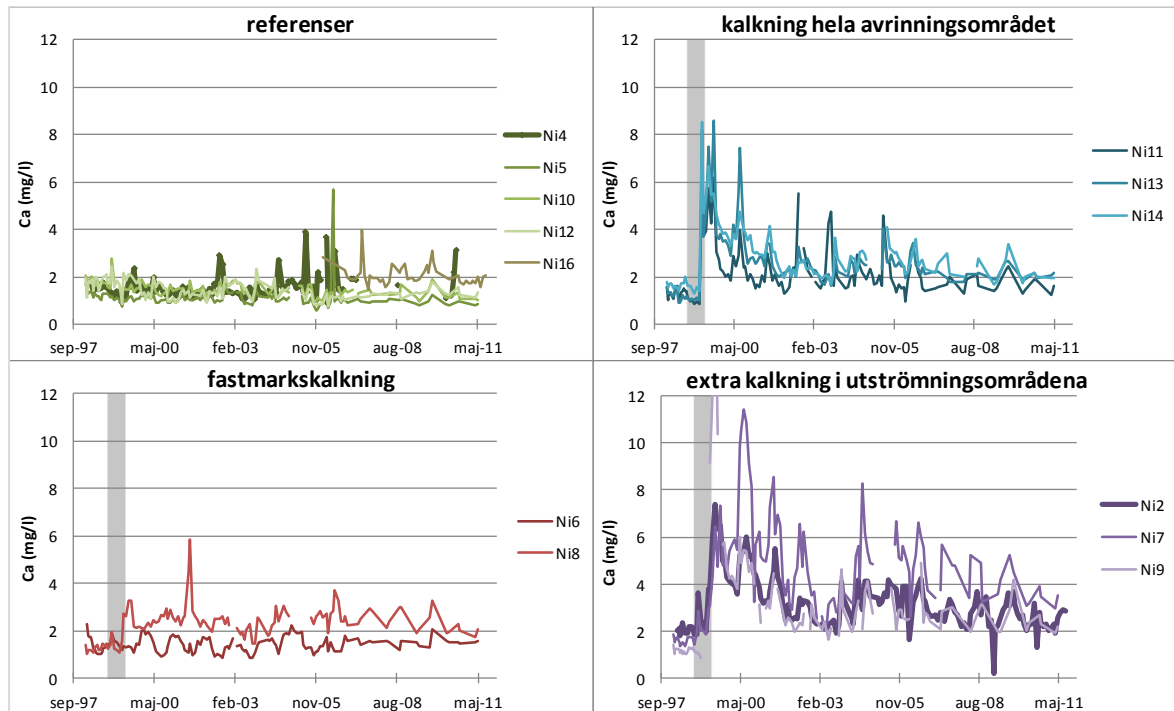
Figur 9. Beräknade halter oorganiskt aluminium i de tretton bäckarna – referensbäckarna överst till vänster, de enbart fastmarksbehandlade underst till vänster, bäckar med behandling av både fastmark och våtmark med grunddos överst till höger och bäckar med behandling av fastmark med grunddos, samt våtmark med grunddos plus extra kalk underst till höger.



Figur 10. Uppmätta nitratvärden i de tretton bäckarna – referensbäckarna överst till vänster, de enbart fastmarksbehandlade underst till vänster, bäckar med behandling av både fastmark och våtmark med grunddos överst till höger och bäckar med behandling av fastmark med grunddos, samt våtmark med grunddos plus extra kalk underst till höger.



Figur 11. Uppmätta sulfatvärden i de tretton bäckarna – referensbäckarna överst till vänster, de enbart fastmarksbehandlade underst till vänster, bäckar med behandling av både fastmark och våtmark med grunddos överst till höger och bäckar med behandling av fastmark med grunddos, samt våtmark med grunddos plus extra kalk underst till höger.



Figur 12. Uppmätta kalciumvärden i de tretton bäckarna – referensbäckarna överst till vänster, de enbart fastmarksbehandlade underst till vänster, bäckar med behandling av både fastmark och våtmark med grunddos överst till höger och bäckar med behandling av fastmark med grunddos, samt våtmark med grunddos plus extra kalk underst till höger.

De tretton bäckarna från avrinningsområdena var innan behandlingen alla starkt sura (Figur 7), med låg ANC (Figur 8), höga halter oorganisk aluminium (Figur 9) och normalt sett låga kvävehalter (Figur 10, samt Bilaga D). Bäckarna skiljer sig åt en del inom de olika behandlingsleden i hur snabbt de återhämtar sig från försurning. Tydligast syns det inom den enbart fastmarksbehandlade gruppen, där Ni8 genomgår en mycket tydlig återhämtning från försurning, medan den försurningsrelaterade vattenkemin i Ni6 knappt verkar ändras åt något håll, förutom att halten oorganiskt aluminium och sulfathalten (Figur 11) minskar något. Inom referensgruppen hade Ni4 från början ett mycket högre pH-värde än de mindre områdenas bäckar utom Ni16, som antagligen hade ett ännu högre pH-värde även då. Tre av referensbäckarna, Ni4, Ni5 och Ni10 visar tecken på naturlig återhämtning, med stigande pH-värden och sjunkande halter oorganiskt aluminium. Ni12 har mycket lågt pH genom hela mätperioden, något högre halter sura buffrande oorganiska ämnen än övriga referensområden, men inte särskilt höga halter oorganiskt aluminium och visar inte några tecken på återhämtning från försurning. Ni16 visar inga tecken på återhämtning från försurning, men har en relativt kort mätserie.

Under perioden före behandling verkar det finnas en koppling mellan avrinningsområdets höjd över havet och dess pH-värde – delar eller hela avrinningsområdena Ni2, Ni4, Ni6 och Ni7 ligger relativt lågt i landskapet och de har högre pH-värden i avrinningen än de högst liggande avrinningsområdena Ni9, Ni10, Ni11, Ni12 och Ni14. Ni5, Ni8 och Ni13 ligger medelhögt i landskapet, men Ni8 har mycket lågt pH-värde i början av perioden. Ni16 har inte data från början av perioden, men ligger lågt i landskapet och har de högsta obehandlade pH-värdena av alla områden (Figur 7).

I områdena med behandling av våt- och fastmark syns en mycket snabb effekt av behandlingen, med avseende på pH (Figur 7), ANC (Figur 8), halten oorganiskt aluminium (Figur 9) samt halterna kalcium (Figur 12) och magnesium (Bilaga D). Hur starkt svaret blir och hur länge effekten håller i sig med avseende på pH främst, hänger väl ihop med hur stor ask- och kalkdosen på våtmarken var: Ni2 och Ni7 fick höga doser på relativt stora våtmarksarealer, vilket gav en stor och långvarig effekt där pH-värdena fortfarande är höga (ca 5,5 i Ni2 och något högre i Ni7, mot ca 4,5 innan behandlingen). Ni9 fick en hög dos, men fick en mindre effekt i pH som avtog snabbt, även om pH-värdet fortfarande är högre än värdet innan behandlingen (mellan 4,5 och 5,0 nu, mot ca 4,0 innan behandlingen). Ni9 har tämligen höga halter organiska ämnen (Bilaga D) och effekten i ANC var ungefär lika stor som i Ni2, medan ANC i Ni7 var betydligt högre. Ni13 och Ni14 fick ungefär lika mycket kalk och aska på våtmarken som Ni9, men utspritt över större våtmarker och de fick ett pH-svar som var lägre än i Ni2 och Ni7, men som verkar hålla i sig lika länge. Ni11 däremot har liten andel våtmark som behandlades med grunddos, vilket bara gav en liten effekt på pH (en ökning från ca 4,3 till 4,5). En förklaring till detta kan vara att detta område har högst halter av organiska ämnen av alla avrinningsområdena (exempelvis DOC, Bilaga D) och dessa ämnen buffrar så att pH-värdena inte ändras mycket. ANC-höjningen var lika stor som för de övriga i sin behandlingsgrupp.

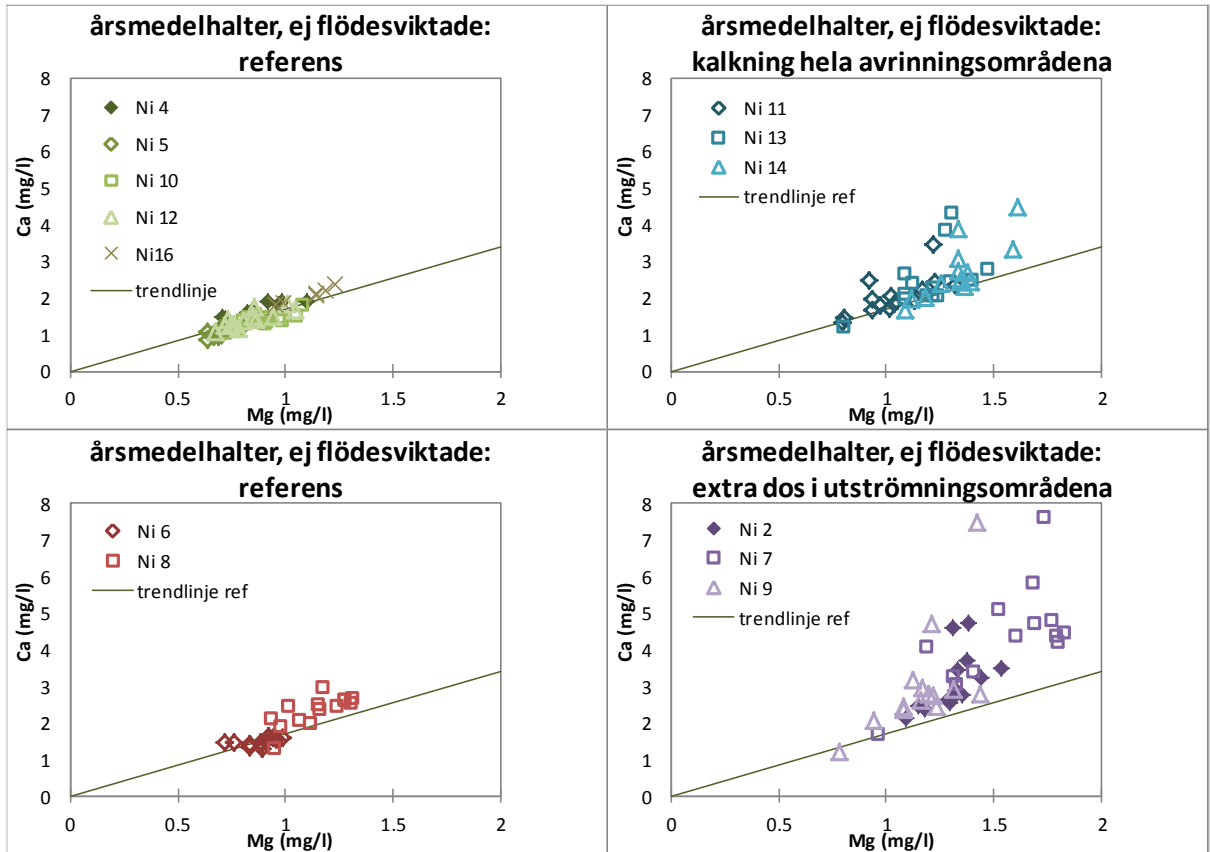
Nitrat (Figur 10) verkar inte påverkas av behandlingen, däremot av stormar och avverkning, speciellt i Ni6 (runt 2001, med anledning av avverkningar innan försöket påbörjades), Ni12 (med kulmen 2003), Ni8 (både runt 2002 och efter Gudrun), Ni10, Ni13 och med svagare effekt i Ni2 (efter Gudrun). Övriga områden verkar inte få ökad nitratutlakning, trots stormskador i olika omfattning.

Sulfathalten i avrinningen ökas markant under själva behandlingen (Figur 11), men minskar annars under perioden i alla avrinningsområden. Halten oorganiskt aluminium (Figur 9) minskar i alla områden förutom Ni12 och Ni16, mycket snabbt och i samband med behandlingen i de våtmarksbehandlade områdena och långsammare under hela perioden i övriga områden. Tyvärr uppmättes bara oorganiskt aluminium vid de två sista mättillfällena innan behandlingarna, vilket gör att löst oorganiskt aluminium inte heller kan beräknas för tidigare än så. Oorganiskt aluminium är mycket skadligt för vattenlevande organismer, och halterna kan delas in i klasser av olika skadlighet (Tabell 3, Fölster et al. 2007). Alla fast- och våtmarksbehandlade områden utom Ni11 har enstaka eller många år med låga årsmedelhalter, på och under 20 µg/l. Ni11, de enbart fastmarksbehandlade områdena och tre referensområden har däremot högre årsmedelhalter under hela mätperioden. Referensområdena Ni16 och Ni4 har ganska låga halter de senare åren, oftast under 40 µg/l.

Tabell 3 Årsmedianhalter av oorganiskt aluminium ($\mu\text{g/l}$). Klasserna, markerade med olika färger, utgår från Fölster et al. 2007. Blå: låga halter, $< 20 \mu\text{g/l}$; gul: måttliga halter, $20\text{-}50 \mu\text{g/l}$; orange: höga halter, $50\text{-}100 \mu\text{g/l}$; rosa: mycket höga halter, $100\text{-}150 \mu\text{g/l}$ och röd: extremt höga halter, $>150 \mu\text{g/l}$.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Ni4	70	77	70	62	64	46	50	43	47	47	34	-	20	-
Ni5	285	181	176	138	160	145	130	133	135	139	91	124	107	94
Ni10	148	144	167	153	147	146	126	128	118	122	99	84	80	39
Ni12	106	62	62	49	78	87	80	85	83	72	65	59	59	65
Ni16	-	-	-	-	-	-	-	-	29	29	31	20	24	26
Ni6	233	157	151	146	113	105	94	92	108	123	99	118	100	86
Ni8	232	170	111	88	98	103	94	69	66	52	28	26	32	27
Ni11	129	126	63	55	81	75	69	42	64	51	73	63	44	39
Ni13	347	111	18	20	30	38	60	48	38	31	18	29	25	12
Ni14	83	46	4	23	17	19	33	28	27	22	30	21	19	8
Ni2	94	11	0	0	15	0	17	2	30	19	18	17	22	13
Ni7	96	41	0	1	28	0	8	20	12	11	14	28	14	26
Ni9	136	10	3	16	58	52	58	68	42	43	32	45	33	50

Kvoten mellan kalcium och magnesium (Figur 13 och Bilaga D) ligger nära 1,7 (räknat i massa) i referensbäckarna N5, Ni10 och Ni12, samt i det fastmarksbehandlade Ni6. Kvoten är något högre i Ni4 och Ni16, medan den i övriga bäckar ligger mellan 1,7 och 2,0 före behandling, men högre de första åren efter behandlingen (över 4 som årsmedelvärde i några fall). Efter 2002 var kvoten förhöjd i de extrabehandlade områdena, medan de totalbehandlade områdena, Ni8 och referensområdena Ni4 och Ni16 har jämförbara kvoter mellan kalcium och magnesium, runt 2 som årsmedelvärde. Ni8 har som högsta årsmedelvärde 2,5 och har åtta (av fjorton) årsmedelvärden över 2,0. Kalk- och askmedlet som tillfördes under behandlingen hade en högre kvot mellan kalcium och magnesium än marken i området, och förhöjda halter av kalcium-magnesium-kvoten visar att behandlingen har effekt på vattenkemin.



Figur 13. Relationen mellan kalcium och magnesium, med kalciumhalt på y-axeln och magnesiumhalt på x-axeln, ej flödesviktade årsmedelvärden, i de tolv bäckarna – referensbäckarna överst till vänster, de enbart fastmarksbehandlade underst till vänster, bäcker med behandling av både fastmark och våtmark med grunddos överst till höger och bäcker med behandling av fastmark med grunddos, samt våtmark med grunddos plus extra kalk underst till höger.

Konduktiviteten verkar ha minskat något i alla områden utom Ni6 (Bilaga D). Kloridhalterna ser ut att följa ett vågmönster med en flerårig period, där halterna är höga vid försökets början, lägre kring år 2002, högre igen kring 2006 och på nytt lägre 2011. Ammoniumhalterna har episoder av förhöjda värden, som inte sammanfaller med nitrathalternas dito, men i Ni12 verkar föregå dem. Halterna av organiskt kväve har en tydlig årstidsvariation med förhöjda halter på sommaren, tvärtom mot nitrathalterna och kaliumhalterna. (Bilaga D. Organiskt kväve approximeras här med Kjeldahlkväve, som är organiskt kväve plus ammonium, eftersom ammoniumhalterna här oftast är mycket lägre än halterna organiskt kväve). Ammoniumhalterna har ingen tydlig årstidsvariation. Manganhalterna verkar ha ökat under perioden, så att de låga värdena mot slutet av tidsperioden inte längre är under detektionsgränsen lika ofta. Halterna av organiskt bundet löst aluminium, totalhalt fosfor, DOC och färgtalet har en årstidsvariation med höga halter på sommaren och låga på vintern. Likaså ANC, vilket verkar bero på att sulfat har en årstidsvariation med något lägre halter på sommaren.

I de här avrinningsområdena verkar färgtal och löst organiskt bundet aluminium följa ett logaritmiskt samband som är relativt konstant för varje avrinningsområde och som inte ändras av varken ask- och kalkbehandlingen, stormar eller avverkningar (se näst sista figuren i Bilaga D, med logaritmerat färgtal på x-axeln och löst organiskt bundet aluminium på y-axeln). Avrinningsområdena kan delas upp i två grupper, där Ni5, Ni10, Ni6 och Ni13 har ungefär samma halt av organiskt

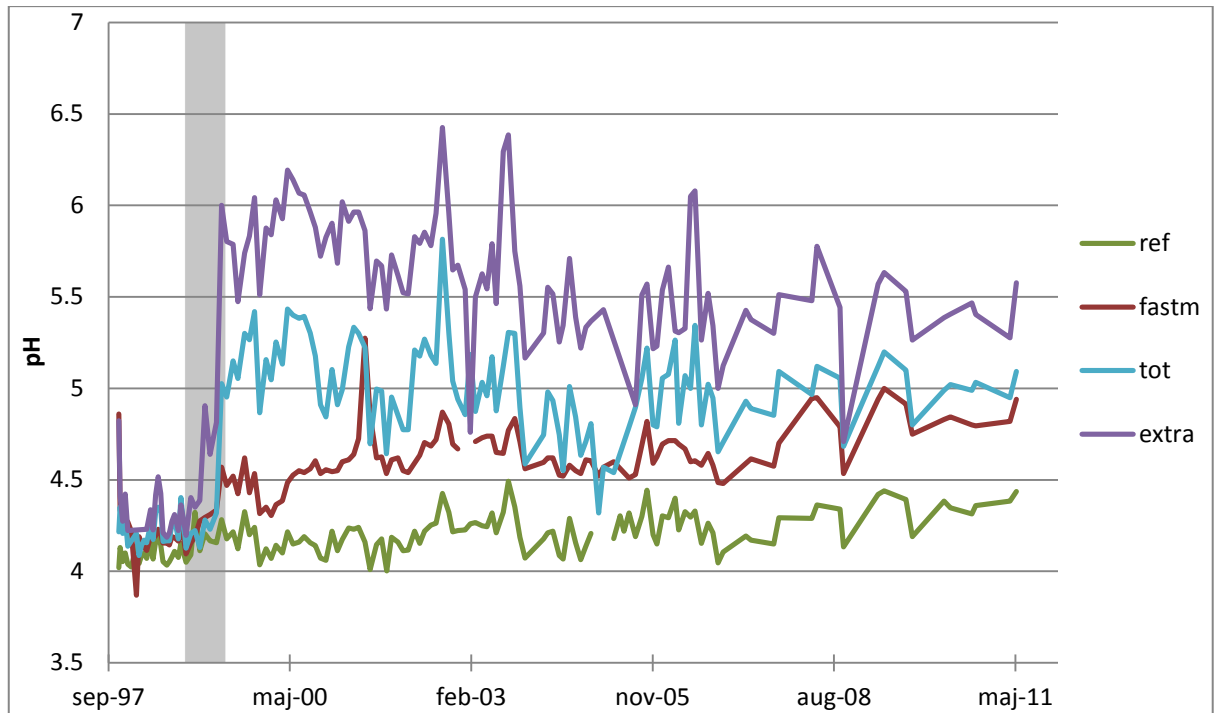
aluminium för ett visst färgtal, medan Ni4, Ni12, Ni16, Ni8, Ni11, Ni14, Ni2, Ni7 och Ni9 har en lägre halt vid samma färgtal.

Medelvärden före respektive under och efter behandling för avrinningsområdena visas i Tabell 4.

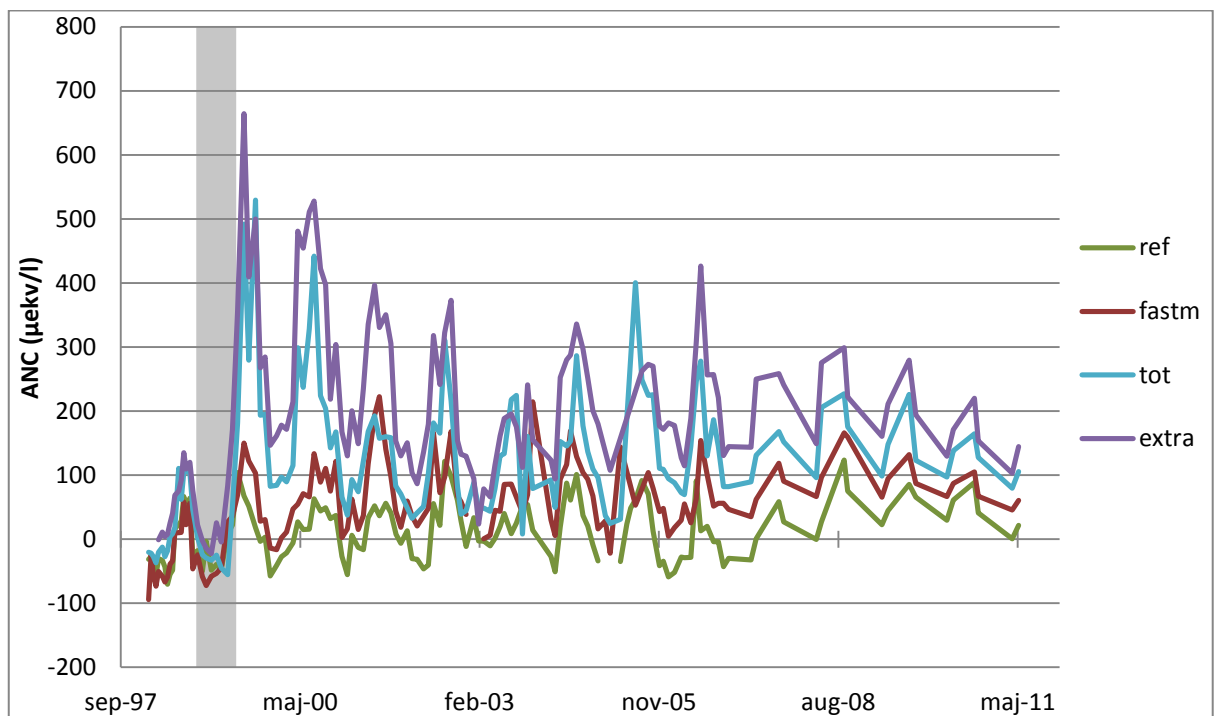
Tabell 4. Medelvärden av vattenkemiska parametrar före respektive under och efter behandlingen, för olika avrinningsområden.

	Ca/Mg (mg/mg)	pH	ANC (μ ekv/l)	SO4-S (mg/l)	Cl (mg/l)	NO3-N (mg/l)	NH4-N (mg/l)	Kjeldahl-N (mg/l)	Färg (mg Pt/l)	kond (mS/m)	Alttotal (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Ptotal (mg/l)	Ntot (mg/l)
Ni4 före	1.94	4.67	77	1.31	8.41	0.08	0.01	0.55	151	5.89	0.31	1.65	0.86	5.55	0.27	0.009	0.63
Ni4 efter	1.88	4.76	74	1.39	7.46	0.11	0.02	0.53	175	5.16	0.28	1.57	0.83	5.09	0.34	0.009	0.64
Ni5 före	1.60	4.18	-20	2.22	10.06	0.05	0.03	0.39	76	8.13	0.60	1.29	0.82	6.06	0.32	0.006	0.44
Ni5 efter	1.56	4.34	6	1.80	7.88	0.11	0.02	0.36	85	6.22	0.42	1.09	0.70	5.20	0.34	0.004	0.47
Ni10 före	1.67	4.07	-14	2.76	11.81	0.18	0.01	0.48	112	10.10	0.59	1.81	1.09	7.31	0.24	0.006	0.66
Ni10 efter	1.60	4.22	23	2.11	9.55	0.28	0.04	0.59	160	7.84	0.53	1.43	0.90	6.52	0.48	0.012	0.87
Ni12 före	1.77	4.02	-5	2.61	9.88	0.09	0.02	0.51	155	9.47	0.34	1.79	1.02	5.98	0.31	0.007	0.60
Ni12 efter	1.71	4.10	20	1.77	7.33	0.55	0.10	0.75	201	7.85	0.32	1.40	0.82	4.99	0.61	0.020	1.30
Ni16	1.87	5.11	97	1.71	9.14	0.11	0.01	0.40	109	5.80	0.24	2.07	1.11	6.14	0.30	0.008	0.51
Ni6 före	1.67	4.44	-3	2.29	7.92	0.26	0.01	0.28	55	6.46	0.45	1.37	0.82	5.46	0.33	0.007	0.54
Ni6 efter	1.67	4.57	33	2.16	6.53	0.21	0.02	0.38	85	5.63	0.41	1.44	0.87	4.66	0.75	0.011	0.59
Ni8 före	1.37	4.00	-43	2.47	12.69	0.10	0.03	0.65	202	10.58	0.56	1.28	0.94	7.40	0.42	0.011	0.75
Ni8 efter	2.13	4.68	101	2.20	9.12	0.22	0.07	0.75	221	6.93	0.41	2.42	1.13	6.41	0.51	0.018	0.97
Ni11 före	1.61	4.24	61	1.49	7.40	0.04	0.11	0.76	246	7.32	0.49	1.33	0.83	4.98	0.26	0.010	0.80
Ni11 efter	2.01	4.57	133	1.73	7.10	0.07	0.13	1.01	401	6.13	0.55	2.20	1.08	5.26	0.42	0.016	1.09
Ni13 före	1.56	4.24	-34	2.35	11.23	0.06	0.01	0.33	64	8.29	0.65	1.25	0.81	6.82	0.30	0.005	0.39
Ni13 efter	2.19	5.30	132	2.23	8.69	0.14	0.05	0.60	174	6.24	0.52	2.72	1.23	6.20	0.61	0.012	0.74
Ni14 före	1.54	4.19	40	2.12	9.90	0.09	0.03	0.55	145	8.48	0.34	1.68	1.10	6.29	0.32	0.011	0.64
Ni14 efter	2.11	5.03	146	2.45	8.97	0.12	0.03	0.60	176	6.72	0.29	2.90	1.37	6.63	0.49	0.013	0.72
Ni2 före	1.94	4.56	86	1.81	8.86	0.12	0.01	0.65	176	7.04	0.42	2.06	1.07	5.92	0.34	0.015	0.77
Ni2 efter	2.39	5.58	175	1.91	7.76	0.20	0.03	0.61	172	5.87	0.29	3.18	1.33	5.64	0.48	0.015	0.81
Ni7 före	1.72	4.33	61	1.54	9.27	0.09	0.01	0.58	168	7.20	0.46	1.61	0.94	5.93	0.37	0.010	0.67
Ni7 efter	2.98	5.89	295	1.88	7.27	0.14	0.03	0.68	182	6.37	0.30	4.72	1.56	5.67	0.58	0.018	0.82
Ni9 före	1.49	4.07	-6	2.04	8.09	0.14	0.02	0.63	177	8.59	0.49	1.19	0.80	5.18	0.31	0.009	0.77
Ni9 efter	2.66	5.00	152	2.25	7.25	0.12	0.03	0.66	185	6.13	0.37	3.31	1.19	5.24	0.45	0.020	0.78

Medelvärden av de försurningsrelevanta variablerna beräknades inom behandlingsleden, trots avrinningsområdenas olikheter, för alla tidpunkter där det finns mätningar från alla avrinningsområden som fått samma typ av behandling (Figur 14–Figur 15, samt Bilaga E). Varken Ni4 eller Ni16 ingår, eftersom de saknar data från långa perioder. För pH och ANC syns en tydlig ordning efter behandlingsintensitet, så att de extrabehandlade har störst återhämtning, därefter de totalbehandlade, därefter de enbart fastmarksbehandlade, och till sist referensområdena som har lägst återhämtning. För halten oorganisk aluminium är återhämtningen för referensområdena av samma storleksordning som för de fastmarksbehandlade, medan de totalbehandlade områdena visar samma beteende som de extrabehandlade områdena. Eftersom det är så få områden och så stor variation mellan dem, särskilt inom gruppen enbart fastmarksbehandlade, är det osäkert om medelvärdena säger så mycket eftersom resultaten kan påverkas mycket av naturliga skillnader mellan områdena.



Figur 14. Medelvärden inom behandlingsgrupperna av pH för alla tidpunkter där det finns mätningar för alla bäckar inom behandlingsgruppen. För referenserna är varken Ni4 eller Ni16 med eftersom ingen av dem har data för hela perioden.



Figur 15. Medelvärden inom behandlingsgrupperna av ANC för alla tidpunkter där det finns mätningar för alla bäckar inom behandlingsgruppen. För referenserna är varken Ni4 eller Ni16 med eftersom ingen av dem har data för hela perioden.

3.2 Statistisk analys av vattenkemidata

Resultat för Seasonal-Kendall-analysen för alla avrinningsområden och alla variabler för två olika periodindelningar visas i Tabell 5 och i Bilaga F. I första delen av Tabell 5 visas beräkningar för hela tidsperioden, från 1997 till 2011. Eftersom Seasonal-Kendall hittar linjära trender och inte plötsliga hopp, ger den inga statistiskt signifikanta förändringar för variabler som förändras drastiskt vid behandlingarna. Därför beräknades Seasonal-Kendall även för perioden efter behandlingarna, från 2000 fram till 2011, se nedre delen av Tabell 5. Signifikans visas med symboler:

- *** står för $p < 0,001$, dvs stark signifikans,
- ** för $0,001 < p < 0,01$, dvs svag signifikans,
- * för $0,01 < p < 0,05$, dvs ännu svagare signifikans och
- för $p > 0,05$, dvs inte någon signifikant förändring alls.

Dessutom visas den procentuella årliga förändringen för trendlinjen, jämfört med trendlinjens värde första året, för att jämföra storleken hos förändringarna mellan variabler och avrinningsområden.

Tabell 5. Resultat från Seasonal-Kendall för alla avrinningsområden. För Ni16 är tidsperioden 2006-2011, eftersom det är enda perioden med data.

	Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni16	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
hela tidsperioden, 1997 - 2011													
pH	*, +0%	** , +0%	*** , +1%	-	-	-	** , +2%	-	-	-	-	-	-
ANC	*, +4%	-	** , +35%	-	-	-	** , +12%	-	-	-	-	-	-
SO ₄ -S	-	*** , -4%	*** , -5%	** , -5%	-	*** , -3%	*** , -6%	** , -5%	** , -4%	*, -3%	*** , -4%	-	** , -4%
Ca	-	** , -2%	** , -3%	*, -3%	-	-	-	-	-	-	*, -4%	-	-
Mg	-	-	-	-	-	*, +2%	** , +3%	-	-	-	-	-	-
Na	-	-	-	** , -3%	-	-	*** , -3%	-	*** , -3%	-	** , -1%	*** , -3%	** , -1%
K	-	-	** , +14%	-	-	*, -8%	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ -N	-	-	*, +6%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ -N	*, +7%	-	*, +10%	-	-	** , +8%	** , -12%	*, -5%	-	-	-	-	*, +4%
Kjeldahl-N	-	-	** , +4%	-	-	-	*, -2%	-	-	-	*, -1%	*, -4%	-
Altot	-	** , -2%	-	-	-	*, -2%	*** , -4%	-	-	-	-	*, -3%	-
Alorg	** , +3%	-	*, +2%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aloorg	** , -8%	** , -5%	*** , -5%	-	-	*, -3%	*** , -12%	-	-	-	-	-	-
perioden efter behandlingen, 2000 - 2011													
pH	-	-	** , +1%	-	-	-	*, +1%	*, -0%	*, -0%	-	** , -1%	** , -1%	-
ANC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SO ₄ -S	-	** , -3%	*** , -5%	-	-	** , -2%	** , -6%	*, -5%	*, -4%	-	** , -4%	-	** , -5%
Ca	-	*, -2%	*, -2%	-	-	-	-	** , -3%	*, -3%	*, -4%	** , -5%	-	*, -4%
Mg	*, +4%	-	-	-	*, -3%	*, +2%	-	-	-	-	-	-	-
Na	-	-	-	-	-	-	*** , -3%	-	** , -3%	-	*, -1%	*** , -3%	** , -2%
K	-	-	** , +14%	-	-	** , -137%	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ -N	-	-	*, +9%	-	*** , -19%	-	-	-	-	-	-	*** , -13%	-
NH ₄ -N	-	-	-	** , -10%	*, -0%	-	*** , -13%	-	-	-	-	-	-
Kjeldahl-N	-	-	*, +5%	*, -6%	-	-	*, -4%	-	-	-	** , -2%	*** , -6%	-
Altot	-	*, -2%	-	*, -3%	-	*, -2%	** , -3%	-	-	-	-	-	-
Alorg	*, +3%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aloorg	*, -9%	** , -4%	*** , -6%	-	-	-	** , -10%	-	-	-	*, +11%	-	-

Sulfat har sjunkit i flera områden, mest i början av perioden, d.v.s. signifikanserna är fler och starkare i övre delen av tabellen (tio av tolv områden har signifikanta minskningar), som har med början av perioden, än i undre, som inte har med början av perioden. Natrium, kalcium samt kvoten mellan kalcium och magnesium minskar signifikant i många områden, både behandlade och referenser. Mangan har ökat i tio av tolv områden under hela tidsperioden (Bilaga F).

Av referensområdena uppvisar Ni12 inga statistiskt signifikanta tecken på återhämtning, Ni10 visar både starkt och svagt signifikanta tecken på både återhämtning från försurning, såsom ökande pH och ANC och minskande oorganiskt aluminium, och effekter av Gudrun i form av ökande utlakning av alla uppmätta sorters kväve, kalium, fosfor och alla parametrar som är kopplade till organiska ämnen – färg, DOC, organiskt aluminium och Kjeldahlkväve. Ni5 visar svagt signifikant långsamt ökande pH-värde i början av perioden och minskande halt av oorganiskt aluminium i slutet av perioden, men inga fler tecken på återhämtning. Ni4 visar tecken på återhämtning; pH och ANC ökar svagt signifikant under hela perioden, men inte under perioden 2000-2006, medan oorganiskt aluminium minskar mycket oavsett periodindelning. Dessutom ökar halterna organiskt bundet aluminium. Referensområdet Ni16 har kortare mätserie än övriga områden och uppvisar inga tecken på återhämtning från försurning, förutom minskande konduktivitet. Dessutom uppvisar Ni16 en starkt avtagande trend i nitrat- och totalkvävehalter.

De enbart fastmarksbehandlade Ni6 och Ni8 är även här ganska olika, förutom i att sulfat- och aluminiumhalter minskar och magnesiumhalter ökar. Ni8 visar många tecken på återhämtning från försurning, med ökande pH och ANC, starkt signifikant minskande total- och oorganiskt aluminium och minskande konduktivitet, medan Ni6 enbart visar svagt signifikant minskande total- och oorganiskt aluminium. Ni6 har dessutom kraftigt minskande kaliumhalter under perioden, särskilt under den senare delen av perioden, men ökande ammoniumhalter, medan Ni8 har minskande natrium-, klorid-, ammonium- och totalkvävehalter.

För de båda våt- och fastmarksbehandlade områdena finns inga signifikanta trender för återhämtning från försurning, eftersom behandlingarna ger en mycket abrupt återhämtning direkt efter behandlingarna, vilket inte ger signifikanta trender i Kendalltester. Under tidsperioden efter behandlingarna finns det svagt signifikanta tecken på påbörjad återförsurning i de fast- och våtmarksbehandlade områdena i den undre delen av Tabell 5 – pH minskar något i fyra av sex områden, halten oorganiskt aluminium ökar mycket i Ni2 och alkaliniteten minskar mycket i Ni7. Kalcium och natrium minskar i flera av områdena, medan magnesium har oförändrade halter. Kvoten mellan kalcium och magnesium minskar signifikant i alla de fast- och våtmarksbehandlade områdena. I Ni7 minskar dessutom både oxiderat och reducerat kväve, färg, fosfor och järn.

Seasonal-Kendall-analysen för medelvärdena för de olika typerna av behandlingar (Tabell 6) visade också på återhämtning från försurning för referensområden och fastmarksbehandlade för hela tidsperioden, i form av ökande pH (och ANC för de fastmarksbehandlade områdena) samt minskande halter total- och oorganiskt aluminium. De total- och extrabehandlade områdena uppvisar en viss återförsurning under perioden 2000-2011 i form av minskande pH-värden. Sulfat, konduktivitet och natrium minskade för alla behandlingar, magnesium ökade i fastmarksbehandlade och mangan ökade kraftigt men svagt signifikant i alla behandlingar. Vissa ändringar som antagligen är effekter av skogsbruk och stormarnas effekt på skogen märks även här – kalium ökar i referensområdena, men minskar i de fastmarksbehandlade områdena, ammoniumhalter minskar i de fastmarksbehandlade och Kjeldahlkväve och totalfosfor minskar under perioden 2000-2011 i fastmarksbehandlade och extrabehandlade områden. Signifikanserna är svagare för medel av behandlingar (Tabell 6) än vid beräkning för enskilda avrinningsområden (Tabell 5).

Tabell 6. Resultat från Seasonal-Kendall för medelvärden för alla behandlingar.

	hela tidsperioden				2000-2011			
	ref	fastm	tot	extra	ref	fastm	tot	extra
pH	** , +0%	** , +1%	-	-	* , +0%	-	* , -1%	** , -1%
ANC	-	* , +9%	-	-	-	-	-	-
kond	* , -2%	* , -2%	** , -2%	** , -2%	-	-	-	* , -1%
SO ₄ -S	*** , -5%	*** , -5%	* , -5%	* , -3%	** , -4%	** , -4%	-	-
Cl	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca	** , -3%	-	-	-	-	-	** , -3%	* , -5%
Mg	-	** , +2%	-	-	-	* , +2%	-	-
Na	** , -2%	** , -2%	** , -2%	** , -2%	-	** , -2%	* , -2%	** , -2%
K	** , +6%	-	-	-	* , +4%	* , -6%	-	-
NO ₃ -N	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ -N	-	* , -8%	-	-	-	** , -10%	-	-
Kjeldahl-N	-	-	-	-	-	* , -3%	-	* , -3%
Altot	* , -2%	** , -3%	-	-	* , -2%	** , -3%	-	-
Alorg	-	-	-	-	-	-	-	-
Aloorg	** , -4%	*** , -8%	-	-	** , -4%	** , -5%	-	-
DOC	-	-	-	-	-	-	-	-
Färg	-	-	-	-	-	-	-	-
Ptot	-	-	-	-	-	** , -5%	-	* , -4%
Mn	* , +12%	* , +8%	* , +9%	** , +17%	-	-	-	** , +32%
Fe	* , +1%	-	-	-	-	-	-	-
Ca/Mg	** , -2%	-	-	-	** , -1%	-	* , -4%	-

Resultat från RIA-beräkningarna visas i Tabell 7 och Tabell 8, samt i Bilaga F. Som viss hjälp vid tolkningen av RIA-analysen kan man även jämföra med Tabell 4, som visar medelvärden för alla parametrar före respektive under och efter behandlingarna. Vid RIA-analysen jämförs varje avrinningsområde med alla andra avrinningsområden inom Nissanprojektet, utom Ni16, som inte har några data från före behandlingarna. Tabellerna visar resultaten från två RIA-analysen av olika vattenkemiska parametrar, den ena ovanför diagonalen och den andra nedanför diagonalen. Signifikans visas med symboler:

- *** står för $p < 0,001$, dvs stark signifikans,
- ** för $0,001 < p < 0,01$, dvs rätt svag signifikans,
- * för $0,01 < p < 0,05$, dvs ännu svagare signifikans och
- för $p > 0,05$, dvs inte någon signifikant förändring alls.

För överskådlighetens skull är stark signifikans även markerad med grått.

För att utläsa om det är någon statistiskt signifikant skillnad i exempelvis pH mellan avrinningsområde Ni6 och Ni5 tittar man ovanför diagonalen i tabellen (eftersom pH står ovanför diagonalen) i kolumnen Ni6. På raden Ni5 finns symbolen för signifikans (i det här fallet helt osignifikant). Om man vill se om det är någon statistiskt signifikant skillnad i ANC mellan avrinningsområde Ni6 och Ni5 tittar man nedanför diagonalen och eftersom det inte finns någon Ni5 i kolumnen

Ni6 under diagonalen, så får man istället gå in i raden Ni6 och söka upp värdet i kolumnen Ni5 (i det här fallet också osignifikant). Vilket av de båda avrinningsområdena som har ändrats mest och i vilken riktning framgår av Tabell 4. I tabellhuvudena är referensområdena markerade med grön färg, fastmarksbehandlade med röd färg, grunddosbehandlade med blå färg och extrabehandlade med lila färg.

Tidsperioden för jämförelsen är 1997-10-27 – 2011-07-31, utom i jämförelser med Ni4, där jämförelsen slutar 2006-12-31 eftersom Ni4 har så få data efter den tidpunkten. Perioden 1997-10-27 till 1998-10-31 inträffade före kalk- och askbehandlingarna och resterande tidpunkter efter behandlingarna.

Tabell 7. Resultat från RIA-analys, pH ovanför diagonalen och ANC nedanför diagonalen, perioden före behandlingen jämfört med hela perioden efter behandlingen.

		pH											
		Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
ANC	Ni4	-	-	-	-	-	***	***	***	***	***	***	***
	Ni5	-	-	**	-	***	***	***	***	***	***	***	***
	Ni10	-	-	*	-	***	***	***	***	***	***	***	***
	Ni12	-	-	-	-	***	***	***	***	***	***	***	***
	Ni6	*	-	-	-	***	***	***	***	***	***	***	***
	Ni8	***	***	***	***	***	-	***	***	-	***	***	*
	Ni11	*	*	-	-	-	**	***	***	***	***	***	***
	Ni13	***	***	***	***	***	-	***	***	***	-	***	-
	Ni14	***	***	***	***	**	*	-	**	-	**	***	-
	Ni2	***	***	**	***	**	-	*	**	-	***	***	-
	Ni7	***	***	***	***	***	**	***	**	***	***	***	***
	Ni9	**	***	***	***	***	-	***	-	*	-	*	-

Tabell 8. Resultat från RIA-analys, nitratihalt ovanför diagonalen och ammoniumhalt nedanför diagonalen, perioden före behandlingen jämfört med hela perioden efter behandlingen.

		NO3											
		Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
NH4	Ni4	-	*	-	**	-	**	-	-	-	*	***	-
	Ni5	-	-	**	-	-	*	-	-	-	-	-	*
	Ni10	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni12	*	*	-	-	**	*	**	**	**	*	**	**
	Ni6	-	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
	Ni8	-	-	-	-	-	-	**	-	**	*	*	**
	Ni11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
	Ni13	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**
	Ni14	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni2	-	***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni7	-	***	-	-	-	-	-	-	*	-	-	**
	Ni9	*	**	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-

För vissa parametrar finns det många starkt signifikanta skillnader mellan områdena före och efter behandling, både mellan områden som har fått samma typ av behandling och mellan områden som har fått olika behandling. Eftersom de behandlade områdena är behandlade med något olika doser och har olika andel våtmark är det inget anmärkningsvärt att det finns signifikanta skillnader mellan områden som fått samma typ av behandling. När det däremot gäller parametrar som har flera signifikanta skillnader mellan olika referensområden, beror rimligen inte

skillnaderna på behandlingen, utan på skogsbeståndens egenskaper eller på andra faktorer som påverkat under den långa tiden försöket har pågått.

De variabler som har påverkats starkt signifikant av försöket är Ca/Mg, pH, ANC, kalciumhalt och magnesiumhalt. Natrium verkar ha påverkats i mindre grad, vilket visar sig genom många svagt eller starkt signifikanta skillnader mellan referenser och fastmarksbehandlade områden å ena sidan och fast- och våtmarksbehandlade områden å andra sidan, samtidigt som det inte finns några signifikanta skillnader mellan referensområdena (Bilaga F). Parametrar som har många signifikanser som inte verkar relaterade till själva behandlingen alls är sulfat, klorid, (nitrat om man räknar svaga signifikanser,) konduktivitet, totalhalt av aluminium och totalfosforhalt. Organiskt bundet aluminium och oorganiskt aluminium gick tyvärr inte att analysera med RIA eftersom det fanns för få mätvärden före behandlingen. Några parametrar har få signifikanta skillnader mellan områden och de som finns verkar inte ha med behandlingen att göra alls; nitrat och kalium (om man bara räknar starkt signifikanta resultat), ammonium, Kjeldahlkväve, färg och totalhalt kväve. Fyra av åtta starkt signifikanta skillnader i totalfosfor, alla fyra starkt signifikanta skillnader i totalkväve, två av fyra starka och tre svaga signifikanta skillnader för kalium, samt elva svaga signifikanser för nitrat är knutna till avrinningsområde Ni12. Alla dessa parametrar kan ha anknytning till skogstillväxt eller brist på skogstillväxt efter avverkningar.

De enbart fastmarksbehandlade avrinningsområdena Ni6 och Ni8 uppvisar få likheter. Ni6 beter sig ofta som referensområdena och Ni8 mer som de fast- och våtmarksbehandlade områdena. Det finns starkt signifikanta skillnader i försurningsanknutna parametrar mellan Ni6 och referensområdena enbart vad gäller kalciumhalt och magnesiumhalt, medan Ni8 har starka signifikanta skillnader gentemot alla referensområdena och Ni6 vad gäller Ca/Mg, pH, ANC och kalciumhalt och dessutom gentemot alla referensområdena vad gäller magnesiumhalt (där det bara finns en tvåstjärnig signifikans gentemot Ni6). Ni8 har alltså genomgått förändringar i de försurningsrelaterade parametrarna efter behandlingarna som inte Ni6 eller referensområdena har. Dessutom har det skett starkt signifikanta förändringar i konduktivitet i Ni8 relativt alla andra områden, som rimligen hänger ihop med likaledes starkt signifikanta förändringar i kloridhalt gentemot de flesta andra områden.

Avrinningsområdena med olika varianter av fast- och våtmarksbehandling har starkt signifikanta skillnader i de försurningsanknutna parametrarna pH, ANC, Ca/Mg, kalciumhalt och magnesiumhalt gentemot både referensområden, fastmarksbehandlade områden och varandra.

RIA-analys av medelvärdena för de olika behandlingsleden visar en liknande bild som RIA-analys av enskilda avrinningsområden (Tabell 9). Det finns starkt signifikanta skillnader i pH mellan alla behandlingsled, i kalcium mellan alla utom mellan fastmarks- och totalbehandlade, men en mer spridd bild för ANC, Ca/Mg, magnesium och natrium. Det fanns inga starkt signifikanta skillnader alls i nitrat, ammonium, Kjeldahlkväve, färgtal, totalhalt aluminium, kalium, totalkväve eller totalfosfor, vilka alla är variabler som inte uppenbart hänger ihop med behandlingen. Sulfat, klorid och konduktivitet uppvisar vissa signifikanta skillnader, som inte verkar knutna till behandlingarna.

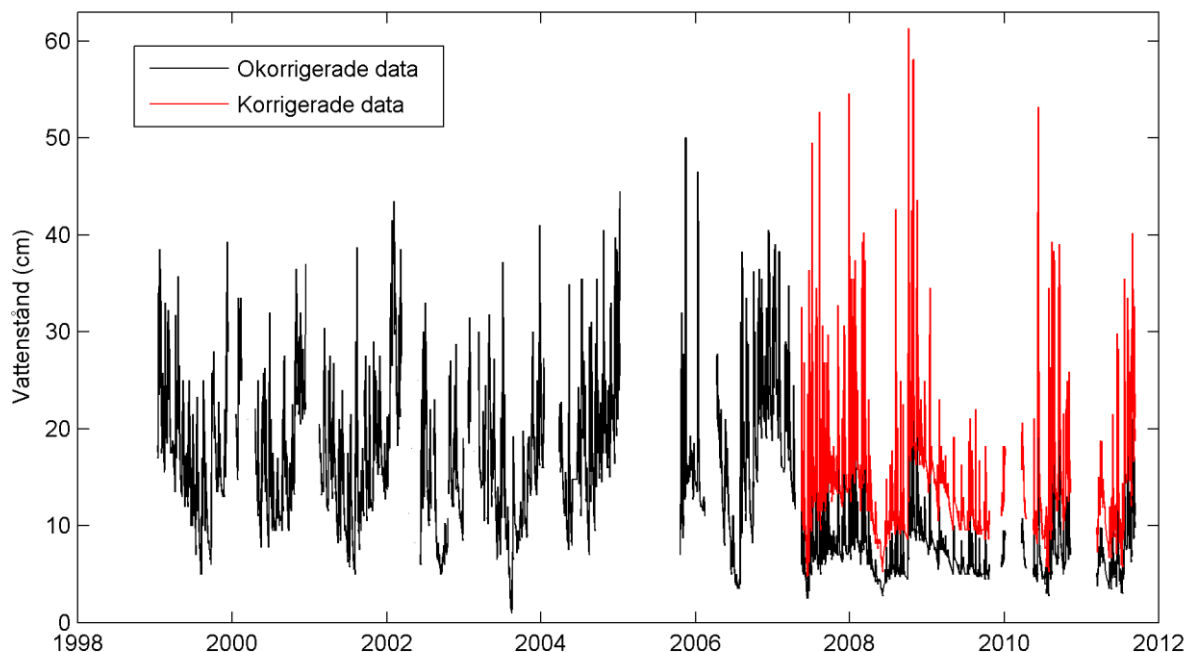
Tabell 9. Resultat för RIA-analys av medelvärden för de olika behandlingarna, perioden före behandlingen jämfört med hela perioden efter behandlingen. Varken Ni4 eller Ni16 är med ibland referenserna eftersom de har för korta tidsserier.

		pH				SO4				NO3				
		ref	fastm	tot	extra	ref	fastm	tot	extra	ref	fastm	tot	extra	
ANC	ref		***	***	***		***	-	***		*	*	*	
	fastm	***		***	***	*		-	*	-	-	-	-	
	tot	***			***	***	***		-	-	-	-	-	
	extra	***	**	***		***	***	-		-	-	-	-	
färg			Kjeldahl-N				kond				Ca			
			ref	fastm	tot	extra	ref	fastm	tot	extra	ref	fastm	tot	extra
	Altot	ref		-	-	-		**	-	*		***	***	***
		fastm	-		-	-	-		*	***	***	*	***	***
tot		-	-		-	-	-		-	***	*	***	***	
extra		-	-	*		*	*	*		***	***	-	***	
K			Na				Ptot				Ca/Mg			
			ref	fastm	tot	extra	ref	fastm	tot	extra	ref	fastm	tot	extra
	Ntot	ref		-	*	***		-	-	-		***		
		fastm	-		**	***	-		-	-	***	-		
tot		-	-		-	-	-		-	***	**	***		
extra		-	-	-		-	-	-		***	**	***		

3.3 Vattenföring

3.3.1 Hydrologiska mätningar

Kvalitetskontrollen visade att vattenståndstidsserien för Ni7 ändrade karaktär i maj 2007; värdena var mycket lägre för hela serien efter denna månad (Figur 16). På pegelpappret för denna period står det angivet att filterpennan byttes i pegel-skrivaren, vilket möjligtvis kunde ha medfört att pegelns läge justerades så att skalan ändrades. Ett fältbesök visade dock att utströmningsområdet hade stora körskador efter skogsavverkning vilket hade lett till att ett till utlopp med ett betydande flöde hade skapats. I brist på mer information om flödet i det nya utloppet korrigerades data med en faktor motsvarande skillnaden i medelvärde mellan perioden före och efter maj 2007. Den specifika avrinning som beräknades med dessa korrigerade data stämde någorlunda överens med data från SMHI-stationerna och Ni10, men osäkerheten i data efter 2007 är betydligt större än för den tidigare perioden och fler mätningar behövs för att kunna korrigera mätningarna på ett mer tillförlitligt sätt. Detta gäller speciellt eftersom flera korrigerade höglödesvärden var högre än 40 cm vilket inte är troligt. Några enstaka tidigare värden var högre än 40 cm för Ni7 också under tidigare vinterperioder vilket troligtvis beror på att mätningarna gjorts under isförhållanden. Övriga dammar hade inga vattenstånd över 40 cm.

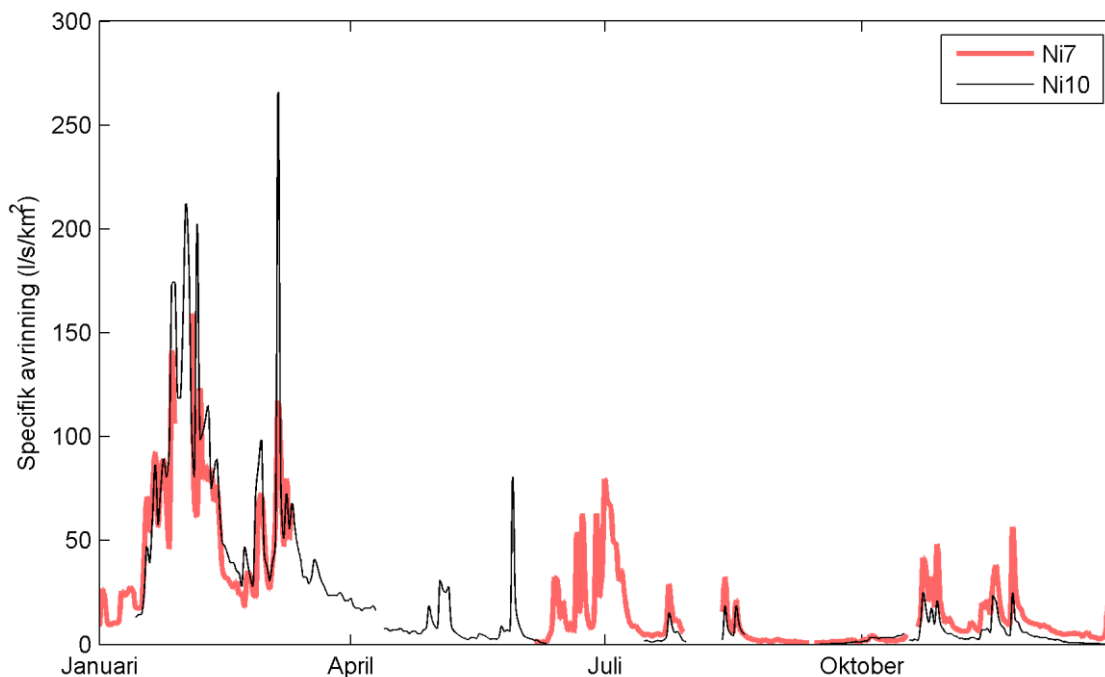


Figur 16. Okorrigerat och korrigerat vattenstånd för Ni7.

För Ni10 exkluderades data för 20 juli till 14 december 2009 eftersom de visade på en orimligt stigande trend och avvek kraftigt från den tidigare relationen med Ni7. Den stigande trenden kan bero på dämningseffekter på grund av mossa eller annan vegetation som fastnat i överfallsvärnet. I december 2009 och under sommaren 2010 rensades dammarna, vilket kan ha åtgärdat sådana problem. I Ni10 hade dock filtret vid dammens utloppsrör inte satts tillbaka vilket lett till att röret satts igen och att det var dålig kontakt mellan dammens vattennivå och pegelskriverens flottör. Data för de sista åren var därför inte användbara.

3.3.2 Vattenföringsberäkningar för Ni7 och Ni10

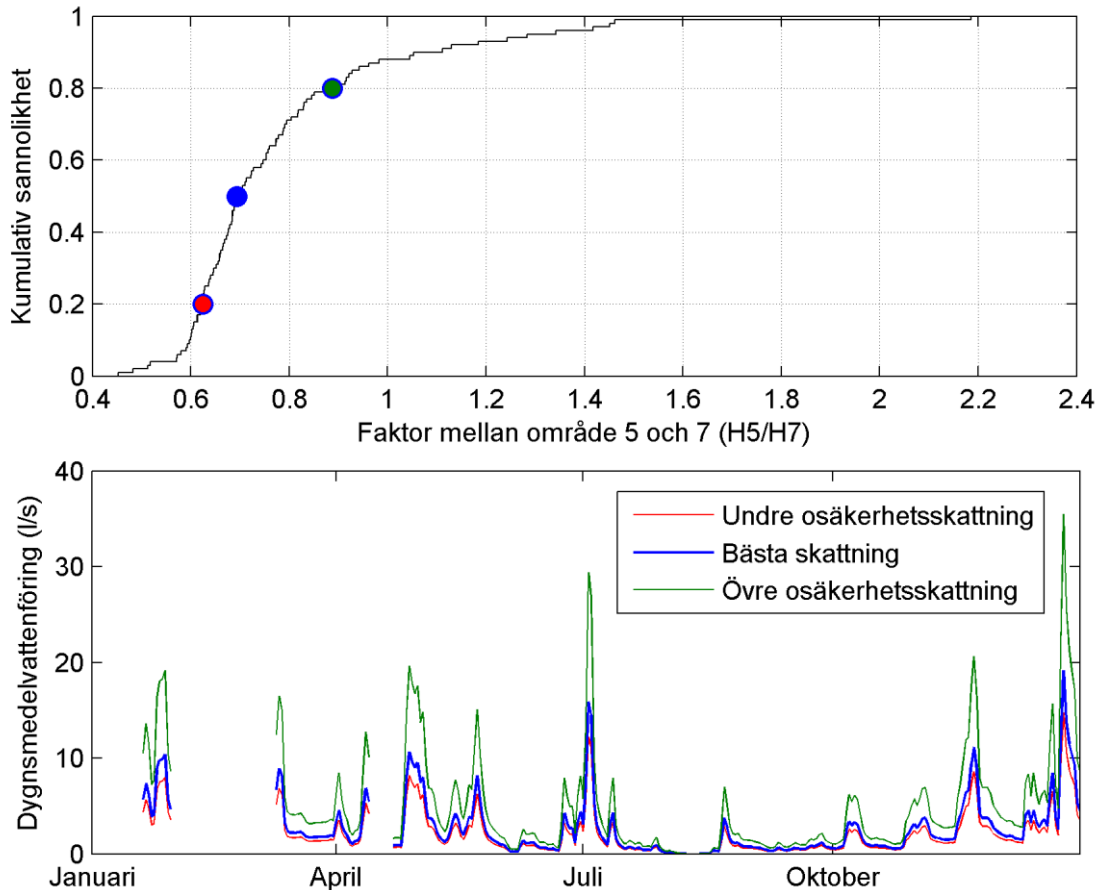
I perioden före stormen Gudrun hade Ni10 lägre basflöde men oftast högre flödestoppar (specifik avrinning) än Ni7 (Figur 17). Efter 2005 hade flödet i Ni10 ökat så att basflödet var högre än i Ni7.



Figur 17 .Specifik avrinning med timupplösning i Ni7 och Ni10 under 2002. Luckorna i data fylldes igen med QPPQ-metoden. I april 2002 är det möjligt att nivåskillnaden före och efter avbrottet i recessionsperioden för Ni10 beror på osäkerheter i pegelpappernas baslinjer.

3.3.3 Vattenföringsberäkningar för övriga avrinningsområden

Vid de flesta tidpunkter låg skillnaden i vattenstånd mellan Ni7 och de dammar som saknade pegelskrivare inom ett relativt smalt intervall medan den vid andra tidpunkter var stor (se exempel i Figur 18). Dessa avvikelser är troligtvis ett resultat av att vattenföringens dynamik varierar mellan områdena samt av mätfel. Eftersom det inte bedömdes meningsfullt att korrigera för sådana fel användes den 20:e och 80:e percentilen för att illustrera osäkerheten i beräkningen (Figur 18).



Figur 18. Empirisk kumulativ fördelning av faktorer som beskriver vattenståndet i Ni5 jämfört med Ni7 (ovan), samt vattenföringen beräknad för Ni5 med dessa faktorer (nedan). Punkterna på kurvan representerar 20:e och 80:e percentilen samt medianvärdet och motsvarar i den nedre figuren den undre och övre osäkerhetsskattningen respektive den bästa skattningen.

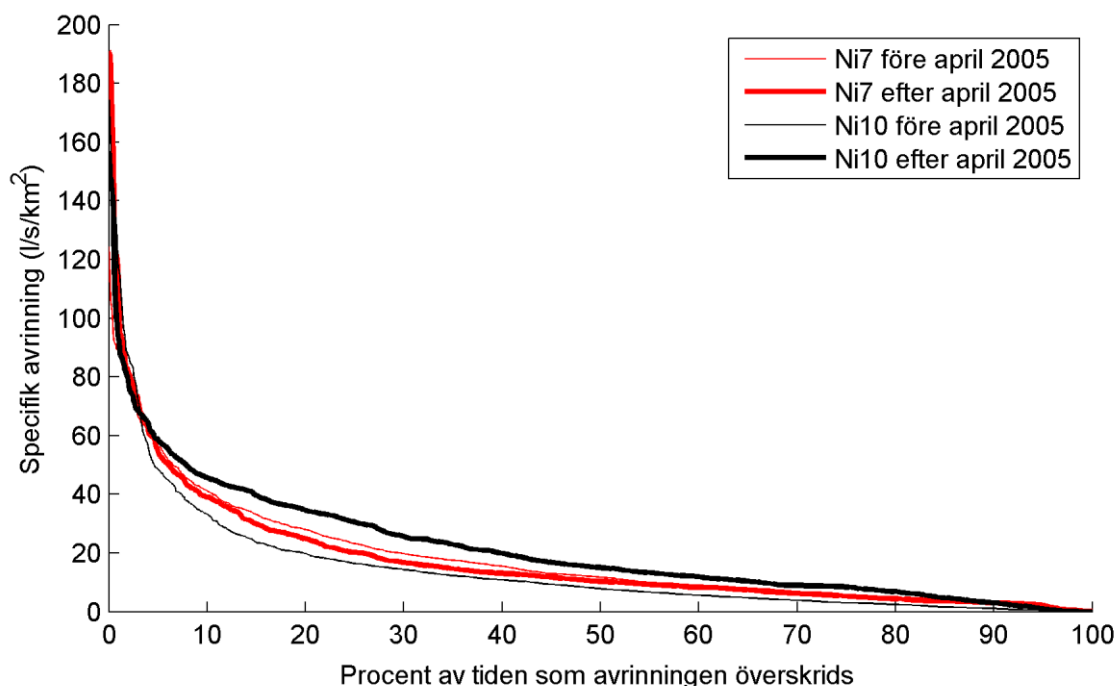
Utvärderingen av noggrannheten i beräkningen visade att det relativa felet i vattenföringen som sedan beräknades från dessa vattenståndsdata var för Ni7 beräknat från Ni10 +0,6 % i medianvärde med 20:e percentilen vid -38 % och 80:e percentilen vid +22 % (Tabell 10). Om beräkningarna hade gjorts med omräkning av specifik avrinning istället för en faktor hade det blivit ett mycket större systematiskt fel som här skattades till +31 % i medianvärde. Beräkning av Ni10 från Ni7 gav för perioden före april 2005 ett medianfel på -4,5 % och vidare intervall för 20:e och 80:e percentilen än för Ni7. Omräkning med specifik avrinning gav även här stora systematiska underskattningar där felet hade ett medianvärde av -51 %.

Tabell 10. Skattning av osäkerheten i beräkningarna med faktorer för skillnader i vattenstånd samt med QPPQ-metoden. För utvärderingen av QPPQ-metoden exkluderades 200 dagar i följd för 11 (Ni10, Ni7) respektive 19 (Snapparp) perioder i tidsserien och det totala felet beräknades utifrån detta. Qspec står för beräkning med specifik avrinning och Qfaktor för beräkning med faktorer för vattenståndsskillnader

Område	Ni7			Ni10		
	20	50	80	20	50	80
Q _{faktor} Ni10=>Ni7, Ni7=>Ni10	-38 %	+0,6 %	+22 %	-49 %	-4,5 %	+25 %
Q _{spec} Ni10=>Ni7, Ni7=>Ni10	+4,2 %	+31 %	+46 %	-114 %	-51 %	-8 %
Q _{QPPQ} -metoden Ni10=>Ni7, Ni7=>Ni10	-46 %	-2,6 %	+26 %	-50 %	-0,5 %	+32 %
Q _{QPPQ} -metoden Snapparp=>Ni7 resp. Ni10	-27 %	+17 %	+50 %	-68 %	-3 %	+45 %
Q _{spec} Snapparp=>Ni7 resp. Ni10	-106 %	-24 %	+27+	-99 %	-22 %	+23 %

3.3.4 Hantering av avbrott i vattenföringstidsserierna

I varaktighetskurvorna för specifik avrinning för Ni7 och Ni10 syns den högre avrinningen för Ni10 efter april 2005 tydligt, medan Ni7 har ett mer likartat beteende före och efter stormen Gudrun (Figur 19). Korrelationen mellan tidsserierna var 0,88 före april 2005 och 0,83 efter april 2005. På grund av dessa skillnader var det viktigt att göra beräkningarna med QPPQ-metoden för två fall: före och efter 2005-04-01. Utvärderingen av QPPQ-metoden gav för Ni7 ett fel med medianvärde på -2,6 % med 20:e respektive 80:e percentilen vid -46 % samt +26 % (Tabell 10). För Ni10 var medianvärdet -0,5 % och 20:e respektive 80:e percentilen på -50 % samt +32 %.



Figur 19. Varaktighetskurvor för dygnsmedelvattenföring för Ni7 och Ni10 beräknade för de dagar då båda stationerna hade registrerade data före respektive efter 2005-04-01.

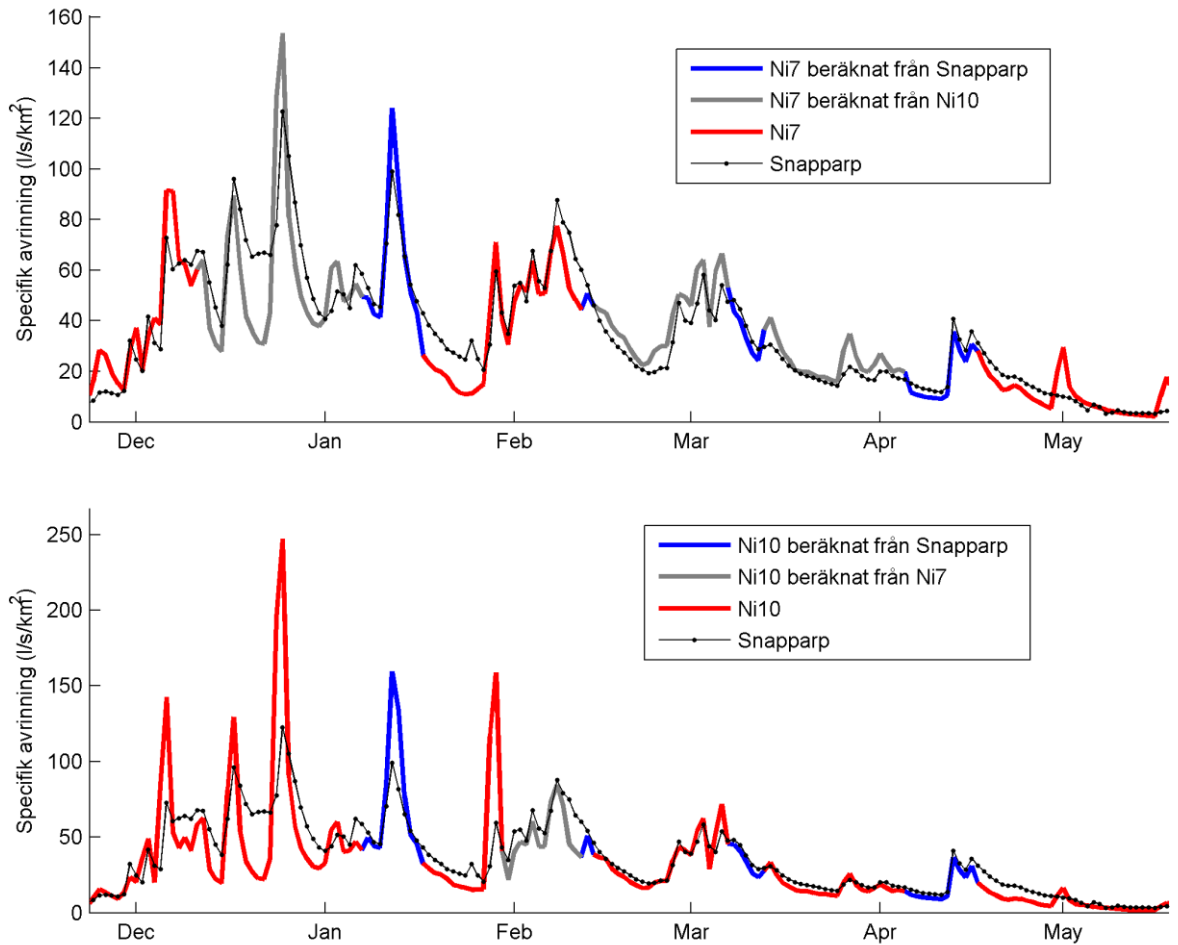
Data från SMHI-stationer i Nissans avrinningsområde användes sedan för att fylla resterande luckor i tidsserierna. Den specifika dygnsmedelvattenföringen för Nissadalens mätdammar jämfördes med den specifika avrinningen för fyra SMHI-stationer i Nissans avrinningsområde och det var som väntat högre specifik avrin-

ning vid flödestopparna och lägre under lågvattenperioderna i Nissadalens små områden jämfört med de större områdena för stationerna Snapparp, Nissaström och Nissafors 2 (Tabell 11). Variabiliteten i den specifika avrinningen från Hulubäcken (3,8 km²) stämde bättre överens med dessa data, men däremot var korrelationen med den stationen mycket lägre. De flesta flödestopparna var förskjutna en dag vid de större områdena för SMHI-stationerna jämfört med data från Ni7 och Ni10 och när tidsserien försköts en dag resulterade det i märkbart högre korrelationer (Tabell 11). Den förskjutna tidsserien för stationen Snapparp hade högst korrelation med Ni7 och Ni10 och användes därför för beräkningarna med QPPQ-metoden.

Tabell 11 Korrelationskoefficienter mellan vattenföringsstationer i Nissans avrinningsområde och Ni7 och Ni10

SMHI-station	Area (km ²)	Korrelationskoefficient med Ni7	Korrelationskoefficient med Ni7 när tidsserien är förskjuten ett steg	Korrelationskoefficient med Ni10	Korrelationskoefficient med Ni10 när tidsserien är förskjuten ett steg
Snapparp	490	0,68	0,76	0,74	0,82
Nissaström	2437	0,64	0,70	0,73	0,79
Nissafors 2	826	0,56	0,61	0,58	0,62
Hulubäcken	3,8	0,53	0,56	0,49	0,51

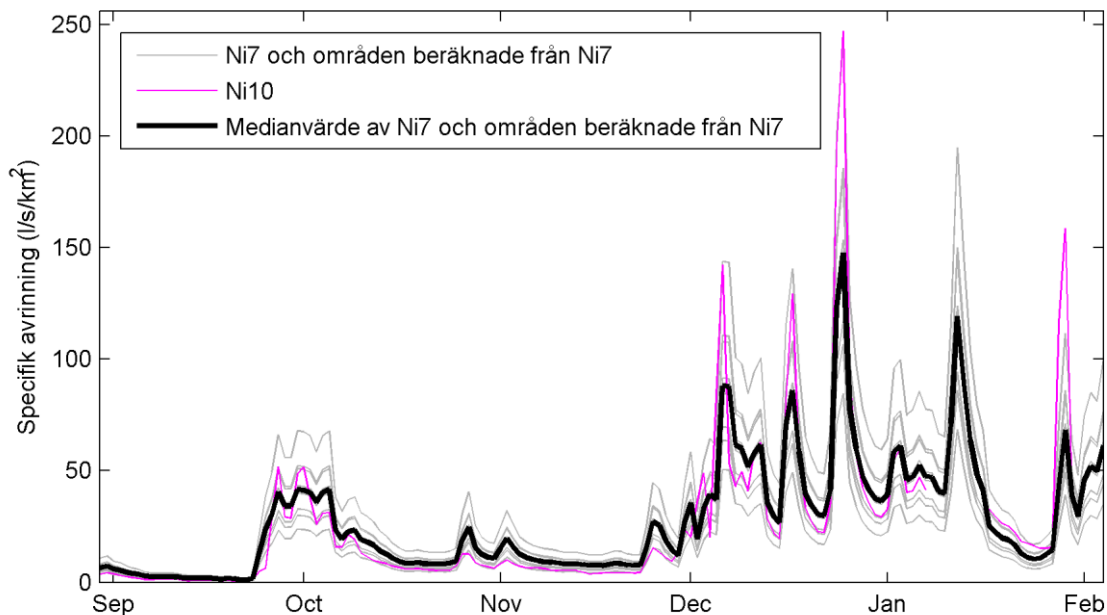
Jämfört med beräkningarna med Ni10 som basområde för Ni7 gav QPPQ-metoden sämre resultat med Snapparp-stationen som basområde eftersom korrelationen med dessa data var lägre; medianfelet vid samma typ av utvärdering som ovan (nu med 19 stycken 200-dagarsperioder) blev för Ni7 +17 % och 20:e samt 80:e percentilen var -27 % respektive +50 % och för Ni10 -3 % samt -68 % respektive +45%. Jämfört med när de närliggande mätdammarna användes var felen större och för Ni7 mer systematiska, men det är tydligt att QPPQ-metoden gav en betydligt bättre beskrivning av skillnader i dynamik än om den specifika avrinningen vid Snapparp använts direkt för beräkning (se t.ex. flödestoppen i januari i Figur 20). I så fall hade felen blivit större och mer systematiska (Tabell 10 och Figur 20).



Figur 20. Resultat från beräkningar med QPPQ-metoden för Ni7 och Ni10. Dygnsmedelavrinningen i Snapparp är mer utjämnad (eftersom det är ett större avrinningsområde), men QPPQ-metoden kompenserar delvis för detta vilket syns vid flödestoppen i januari där dynamiken är större för den beräknade specifika avrinningen än för den vid Snapparp.

3.3.5 Vattenföringsberäkningar för Ni2, Ni4, Ni8 och Ni9

Det var stor variation i den specifika avrinningen från Nissadalens mätdammar (Figur 21). Dessa data användes för beräkningarna för Ni2, Ni4, Ni8 och Ni9 eftersom det under beräkningsperioden inte fanns några mätningar att jämföra med i dessa områden, därmed blev beräkningarna för dessa områden mer osäkra än för övriga områden. Den specifika avrinningen för Ni10 var ibland utanför detta spann vilket tyder på att det inte helt täcker in osäkerheten i beräkningen för Ni2, Ni4, Ni8 och Ni9.



Figur 21. Specifik dygnsmedelavrinning för Ni7 samt områden beräknade från Ni7. Dessa data används som specifik avrinning för Ni2, Ni4, Ni8 och Ni9, där medianvärdet användes som bästa skattning och variationen i den specifika avrinningen som ett mått för osäkerheten i beräkningen. Dessutom visas dygnsmedelavrinning för Ni10.

Effekten av en osäker baslinje var störst för låga flöden och skattades enbart för de flödesvärden som var större än den 5:e percentilen för att undvika stora osäkerheter på grund av flödesvärden nära noll. Den relativa effekten på dygnsmedelvattnenföringen av en osäker baslinje blev större för Ni10 än för Ni7, som hade högre medelflöde. Vid ett fel på ± 3 mm blev effekten på resultatet -24 % till +28 % (Ni10) och -10 % till +11 % (Ni7). Även med ett fel på ± 1 mm blev osäkerheten för Ni10 betydande för de lägsta flödena (Tabell 12).

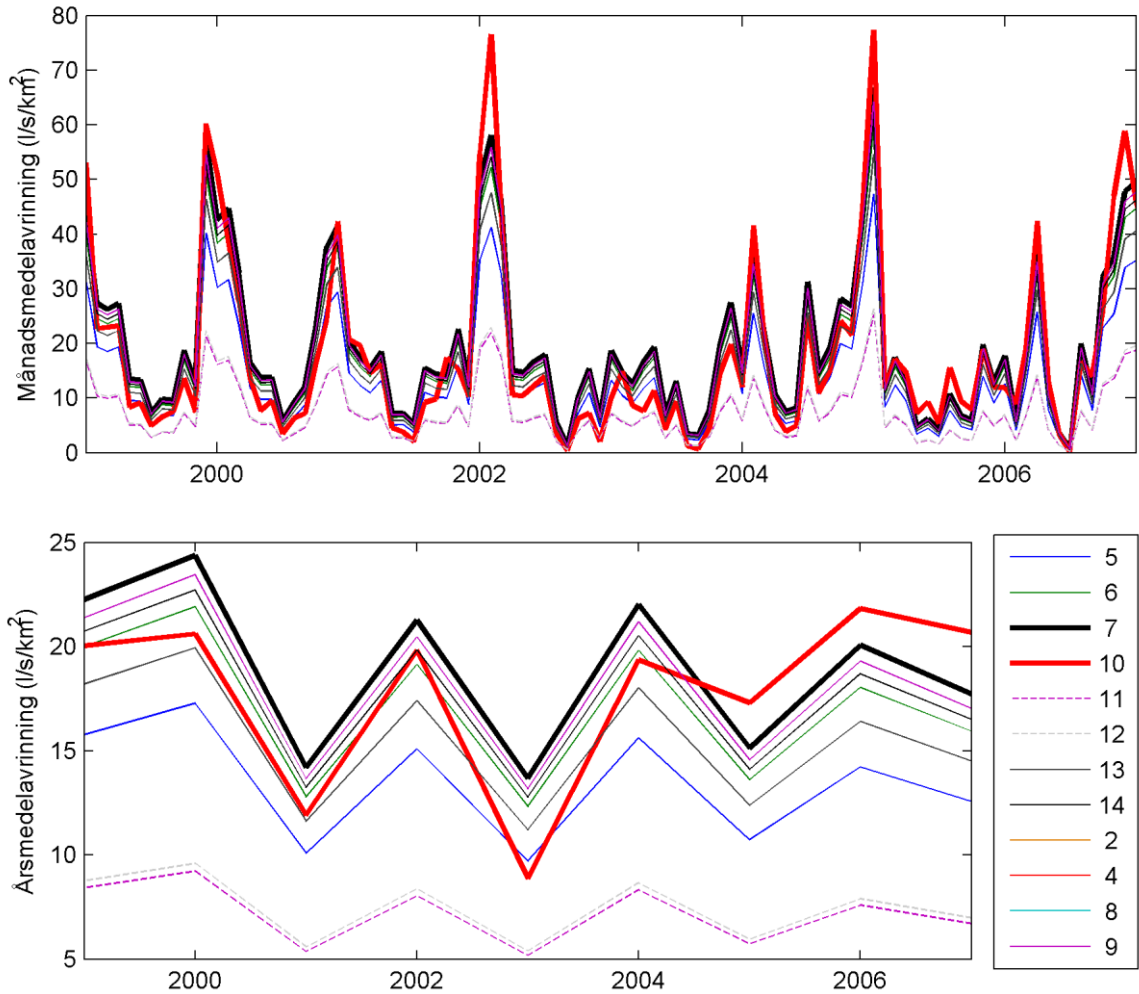
Tabell 12. Beräknad effekt av osäkerhet i vattenståndets nollnivå (baslinjen på ett pegelpapper). Lågflöde innebär 5:e percentilen för att undvika stora osäkerheter på grund av värden nära noll.

Fel (mm)	Osäkerhet i flöde Ni7		Osäkerhet i flöde Ni10	
	Lågflöde	Högsta flöde	Lågflöde	Högsta flöde
± 1	± 3 %	$\pm 0,5$ %	± 9 %	$\pm 0,9$ %
± 2	± 7 %	$\pm 1,0$ %	-17 till +18 %	-1,7 % till +1,8 %
± 3	-10 till +11 %	$\pm 1,5$ %	-24 till +28 %	$\pm 2,6$ %

3.3.6 Vattenföringsresultat och effekt för transportberäkningar

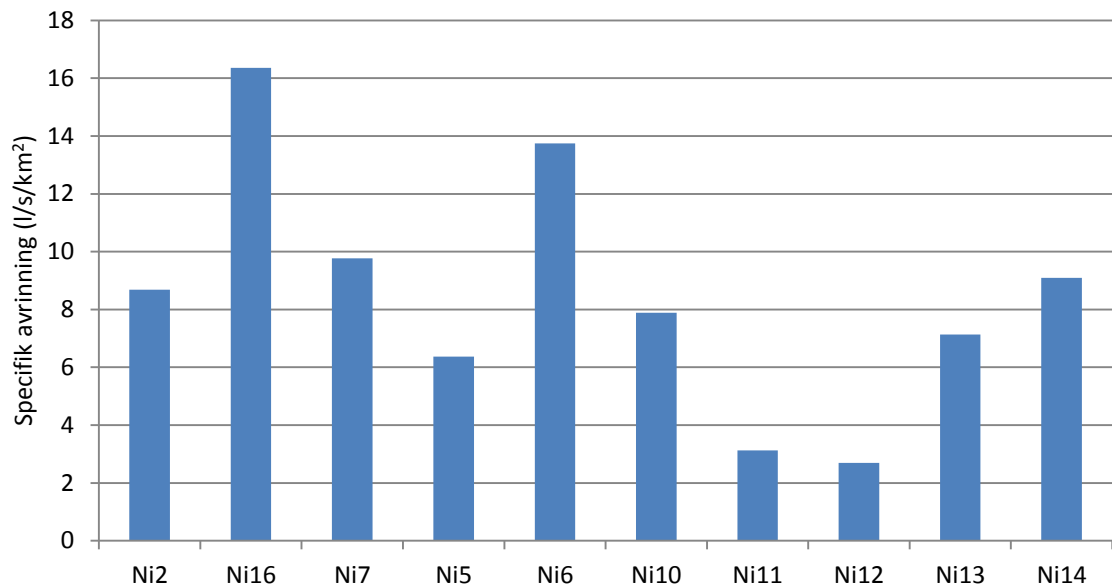
På grund av osäkerheterna i de sista årens data beräknades månadsmedel- och årsmedelavrinningen enbart för 1999–2006 (Figur 22 och Bilaga G). Förutom under 2003, då det var en torr vinter, var det de flesta år betydligt högre flöden under vintern än under resten av året. Årsmedelavrinningen varierar stort mellan åren, med låga värden under 2001 och 2003 och höga värden under 2000, 2002 och 2004. Den ökade avrinningen i Ni10 efter stormen Gudrun syns tydligt liksom att det är betydligt lägre avrinning från Ni11 och Ni12 jämfört med resterande områden. Dessa två bäckar ligger högt upp i området och eftersom det är starkt kuperad moränmark är det möjligt att det finns djupare grundvattenströmmar som

gör att allt vatten inte når bäckarnas utlopp utan istället rinner ut längre ner i terrängen.



Figur 22. Månads- och årsmedelavrinning för alla områden 1999–2007. Den ökade avrinningen i Ni10 efter stormen Gudrun i början av 2005 syns tydligt. Ni11 och Ni12 som ligger högt upp i området har lägre avrinning, troligtvis på grund av djup grundvattenströmning som inte når bäckarna.

Vid ett fältbesök i Nissadalen 2011-11-15 upptäcktes ett nytt utlopp från Ni7 som ett resultat av körskador i utströmningsområdet i samband med skogsavverkning, troligen under 2007. Under fältbesöket uppmättes vattenföringen i detta nya utlopp och i Ni2 och Ni16 med saltutspädningsmetoden och vattenståndet mättes även i alla mätdammar. Den specifika avrinningen varierade stort mellan de olika områdena (Figur 23). Det hade inte regnat på flera dagar innan besöket vilket gör jämförelsen mer representativ för skillnaderna mellan områdena. Även vid dessa mätningar syns den lägre avrinningen i Ni11 och Ni12 tydligt. Värdet för Ni7 inkluderar både mätningen strax nedströms det nya utloppet och den från mätdammen eftersom areorna för de två områdena är okänd. Vattenföringen vid mätdammen var 0,3 l/s medan den strax nedströms det nya utloppet var 4,2 l/s, det vill säga mer än tio gånger så hög.

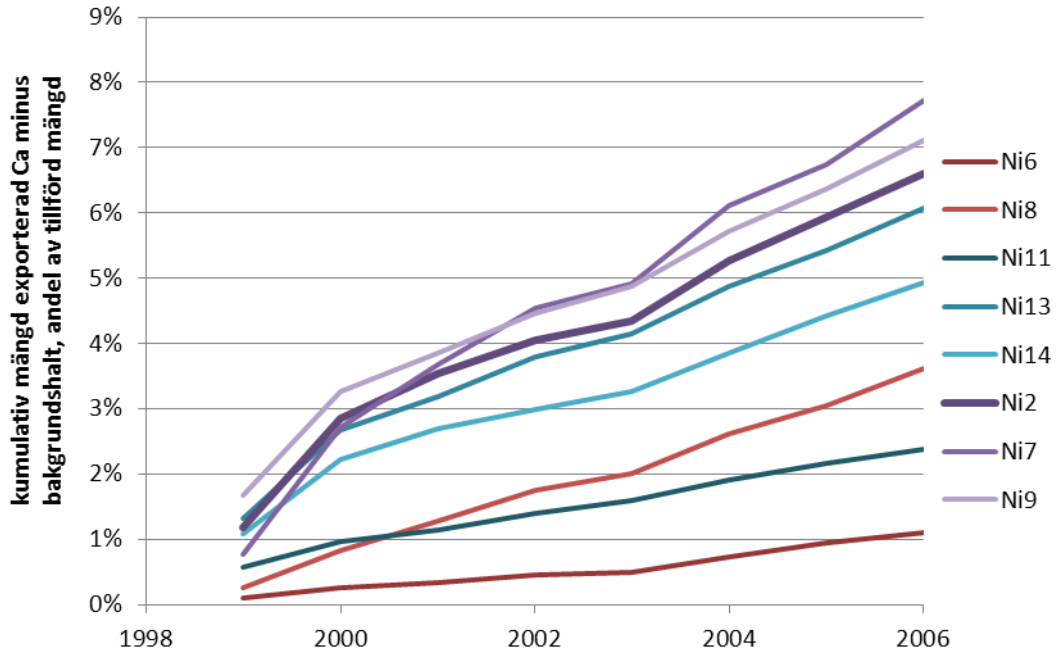


Figur 23. Specifik avrinning 2011-11-15 för 10 av Nissadalens avrinningsområden. Vattenföringen mättes med saltmetoden eller beräknades utifrån vattenståndet i de områden där det finns mät-dammar. Värdet för Ni16 är osäkert eftersom storleken på avrinningsområdet är osäker.

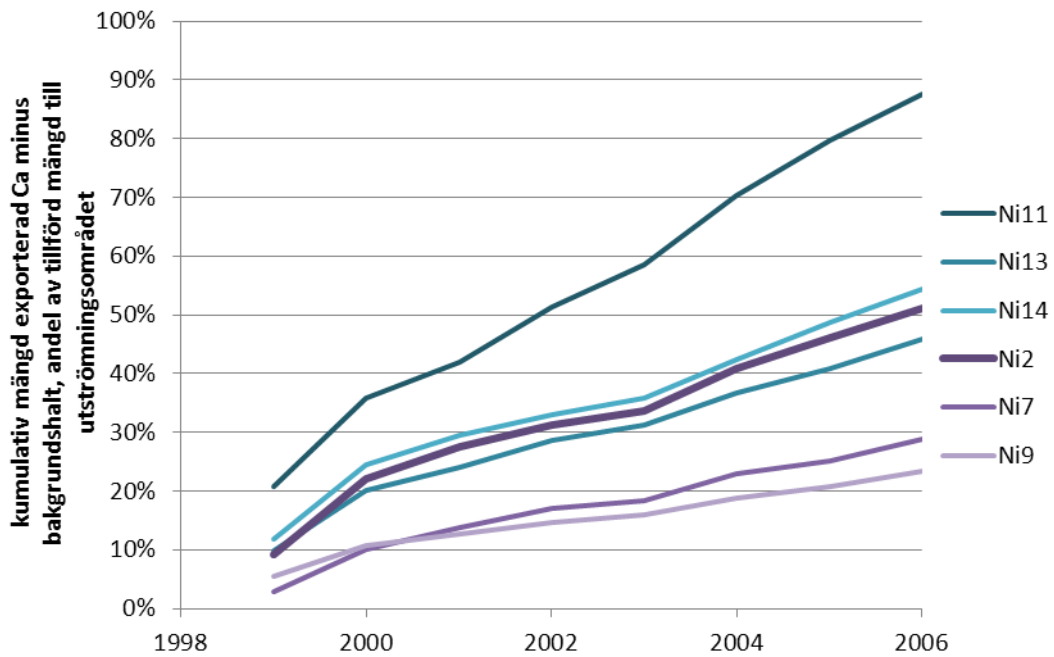
Skillnaden i den totala mängden uttransporterad kalk från Ni2, som ett resultat av de olika värdena över specifik avrinning (Figur 21) var stor och varierade mellan 13 och 36 ton för 1999–2006. När medianvärdet användes blev transporten 22 ton.

3.4 Uttransport av kalcium

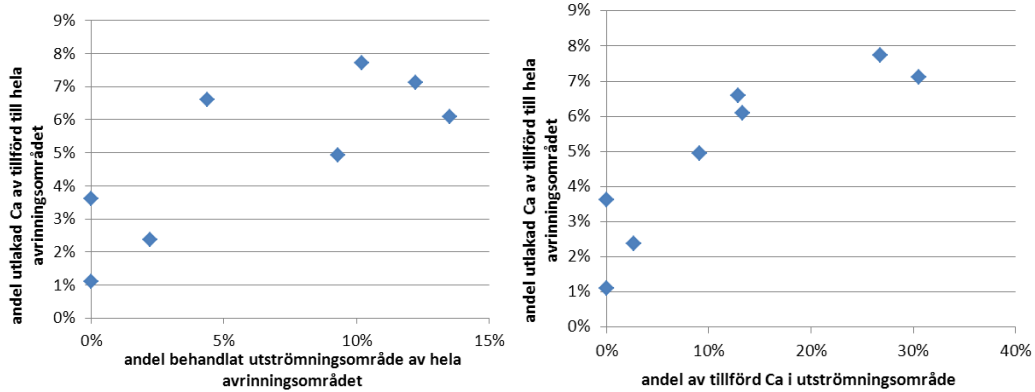
Mängd uttransporterat kalcium utöver bakgrundshalten för de olika avrinningsområdena alla år sedan mätningarna började visas i Bilaga G. Andelen av den tillsatta kalken som transporterats ut fram till 2006 (Figur 24) varierar mellan 1,1 % i Ni6 och 7,7 % i Ni7. Relaterat till mängden tillförd kalcium i utströmningsområdena (Figur 25) varierar andelen uttransporterat kalcium utöver bakgrunden mellan 23 % och 88 %, det sistnämnda i Ni11, som har mycket liten andel utströmningsområde och låg andel uttransporterat kalcium sett till tillförd mängd i hela avrinningsområdet. Ju större andel av avrinningsområdet som är behandlat utströmningsområde och ju större andel av tillförd kalcium som tillförts just utströmningsområdet, desto större andel av den totala mängden tillförd kalcium har transporterats bort (Figur 25).



Figur 24. Kumulativ utlakning av kalcium utöver bakgrundstransporten från de behandlade avrinningsområdena, i andel av tillförd kalcium till hela avrinningsområdet.



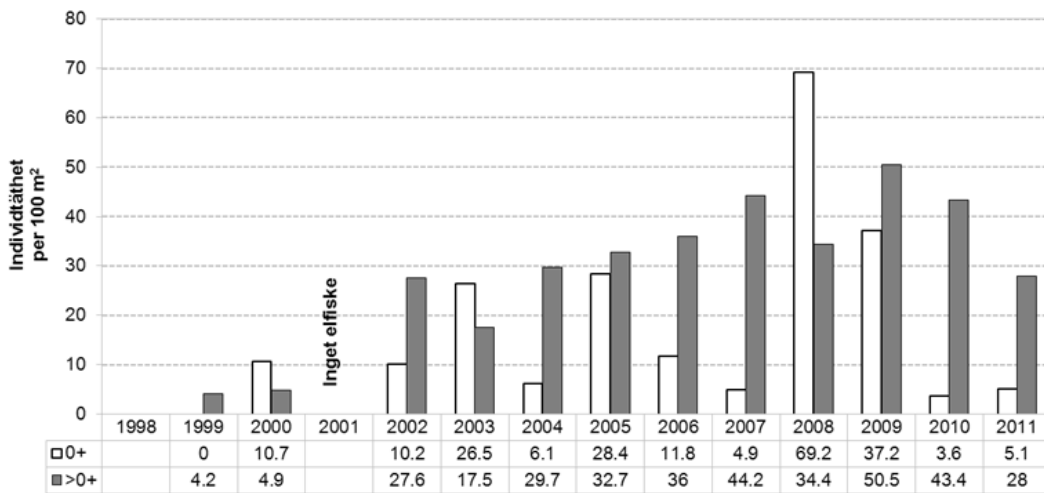
Figur 25. Kumulativ utlakning av kalcium utöver bakgrundstransporten från de fast- och våtmarksbehandlade avrinningsområdena, i andel av tillförd mängd kalcium till utströmningsområdet.



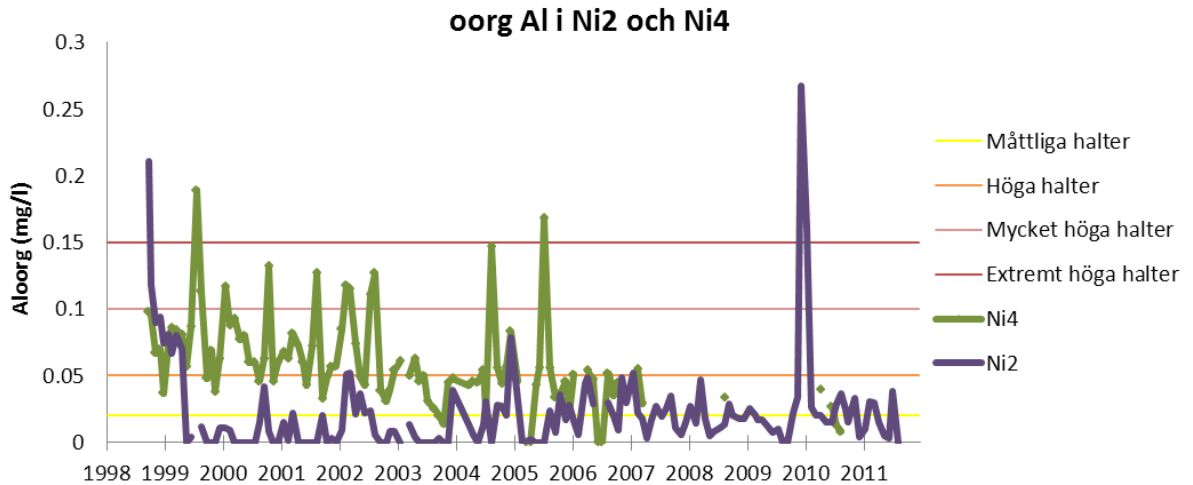
Figur 26. Sammanlagd andel utlakad kalcium 1999-2006 av tillförd kalcium till hela avrinningsområdet, borträknat bakgrundsutlakningen, i relation till andel behandlat utströmningsområde till vänster och i relation till andelen kalcium som tillförts utströmningsområdet till höger.

3.5 Elfiske

I den elfiskade referensbäcken, Ni4, Krokabäcken, påträffades ingen fisk vid något av provtagningstillfällena. Ni2, Skärsjöbäcken, var fisktom vid elfisket året innan behandlingen, men har hyst fisk vid varje elfiske som genomförts därefter (Figur 27). Redan vid första elfisket, år 1999, påträffades lekande fisk och alla år därefter har både årsyngel och äldre fisk påträffats. Antalet yngel varierar dock kraftigt år från år.



Figur 27. Öringar i Ni2, Skärsjöbäcken, enligt 13 års elfiske.



Figur 28. Halter oorganiskt aluminium i Ni2 och Ni4.

Det syns ingen uppenbar koppling mellan antal unga fiskar och halter oorganiskt aluminium vid enskilda tidpunkter, vid den här mätfrekvensen (Figur 28). År med lågt antal yngel kan komma utan att uppmätta halterna av oorganiskt aluminium har varit höga och omvänt är antalet årsyngel förhållandevis högt år 2005, trots en relativt hög topp i koncentrationen av oorganiskt aluminium vintern innan. Det verkar inte längre finnas någon stor skillnad mellan Ni2 och Ni4, med avseende på halter oorganiskt aluminium, av de få mätvärden som finns från Ni4 från 2006 och framåt att döma. Kanske beror fisktomheten i Ni4 inte på försurning utan på att Ni4 är olämplig för fisk på något annat sätt. Det är också fullt möjligt att där fortfarande periodvis är mycket höga halter oorganiskt aluminium.

3.6 Bottenfaunaundersökningar

Sammanfattande resultat från bottenfaunaundersökningarna visas i Tabell 13. En liten positiv förändring ses i den kalkade Skärsjöbäcken (stn 2). Under perioden 1998-2004 var försurningspåverkan stark – mycket stark (2-3 poäng), medan påverkan minskade till betydlig (4 poäng) under åren 2006 -2011. Även artantal och individantal ökade under perioden Figur 29, Figur 30, Figur 32 och Figur 33). Ingen motsvarande ökning märks i den okalkade stn 4 i Krokabäcken (Figur 31).

Tabell 13. Sammanfattning av bottenfaunaundersökningarna 1998 – 2011 vid station 2 i Skärsjöbäcken (kalkad) och station 4 i Krokabäcken (okalkad). Försurningspåverkan har bedömts efter försurningsindex (Henriksson & Medin 1990). Föroreningspåverkan har bedömts efter Dansk Faunaindex, och naturvärde efter naturvärdesindex (Nilsson, C et al 2001). Indexen beskrivs i bilaga I.

Prov-punkt	Datum	Antal Taxa	Antal ind/m ²	Shann-index	Försurningspåverkan		Föroreningspåverkan		Naturvärde	
					index	bedömning	index	bedömning	index	bedömning
Stn 2	1998-04-27	16	350	3,2	2	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	3	Allmänt
Stn 2	1999-04-23	20	528	2,9	3	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	3	Allmänt
Stn 2	1999-10-11	18	474	2,7	2	Stark-mkt stark	7	Obetydlig	6	Högt
Stn 2	2000-10-19	24	1103	2,7	3	Stark-mkt stark	7	Obetydlig	3	Allmänt
Stn 2	2003-10-31	24	562	3,5	2	Stark-mkt stark	7	Obetydlig	3	Allmänt
Stn 2	2004-10-13	25	396	3,2	3	Stark-mkt stark	7	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 2	2006-10-04	29	733	3,4	4	Betydlig	7	Obetydlig	3	Allmänt
Stn 2	2007-10-02	26	1293	2,9	4	Betydlig	7	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 2	2008-10-16	27	1539	2,3	4	Betydlig	7	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 2	2009-10-24	27	1039	3,9	4	Betydlig	6	Obetydlig	1	Allmänt
Stn 2	2010-10-06	27	891	2,8	4	Betydlig	6	Obetydlig	3	Allmänt
Stn 2	2011-11-03	29	1760	2,0	4	Betydlig	7	Obetydlig	3	Allmänt
Stn 4	1998-04-27	15	1559	1,0	1	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 4	1999-04-21	10	154	2,7	1	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 4	1999-10-11	18	44	3,8	2	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 4	2000-10-19	19	367	3,1	1	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	3	Allmänt
Stn 4	2003-10-31	11	263	2,4	2	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 4	2004-10-13	20	472	3,1	4	Betydlig	6	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 4	2006-10-04	18	381	2,9	1	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 4	2007-10-02	16	385	2,6	1	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 4	2008-10-16	16	62	3,1	0	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 4	2009-10-24	20	613	3,2	3	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 4	2010-10-06	18	373	3,1	1	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	0	Allmänt
Stn 4	2011-10-03	22	514	2,1	0	Stark-mkt stark	6	Obetydlig	0	Allmänt

3.6.1 Station 2, Skärsjöbäcken, Kallarp, norr fiskdammen

I Skärsjöbäcken kan några positiva förändringar konstateras efter kalkningen. Artantal och individtäthet har ökat

(Figur 29 och Figur 30). Även försurningsindex har ökat något sedan kalkningen (Figur 31) och stabiliserat sig på 4 poäng de senaste åren (2006–2011). Försurningspåverkan har alltså minskat från *stark/ mycket stark* åren 1998–2004, till *betydlig* 2006–2011.

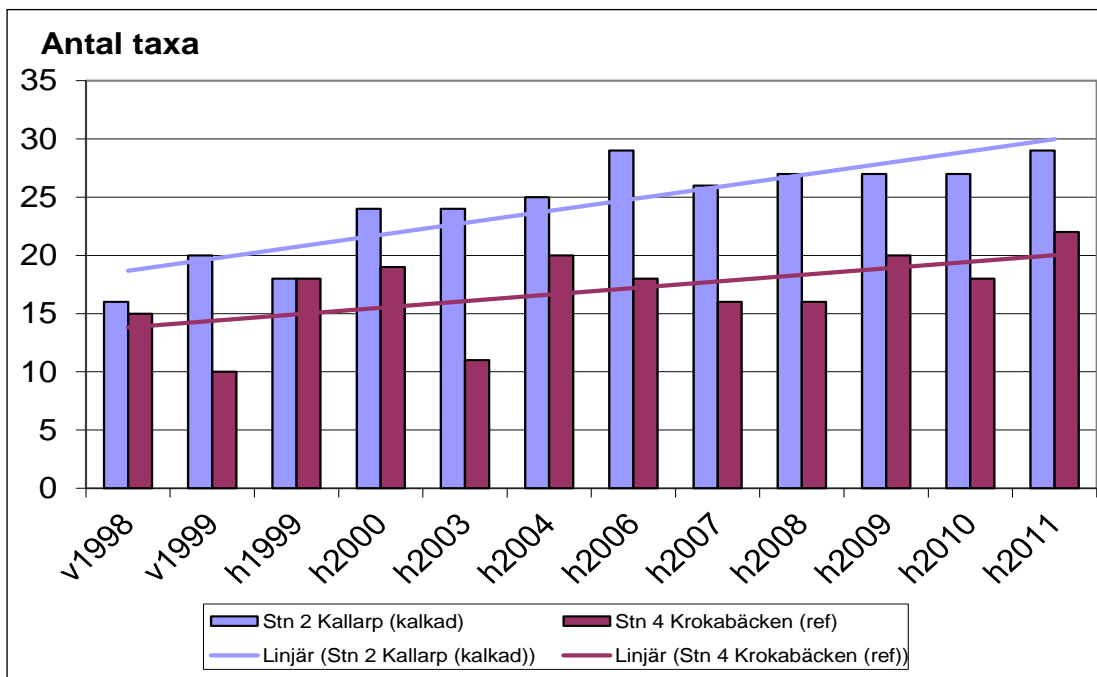
(Tabell 13). Försurningskänsliga arter har emellertid inte koloniserat, troligen beroende på att pH-värdet inte kontinuerligt hållits på en tillräckligt hög nivå.

Under perioden har flera arter tillkommit och ökat i antal. De flesta av dessa är försurningståliga och ger inga extra poäng i försurningsindex. Det är troligt att dessa arter trots allt är något mindre försurningståliga än andra. Några exempel på taxa som ökat efter kalkningen, och som inte visat någon ökning vid referenslo-

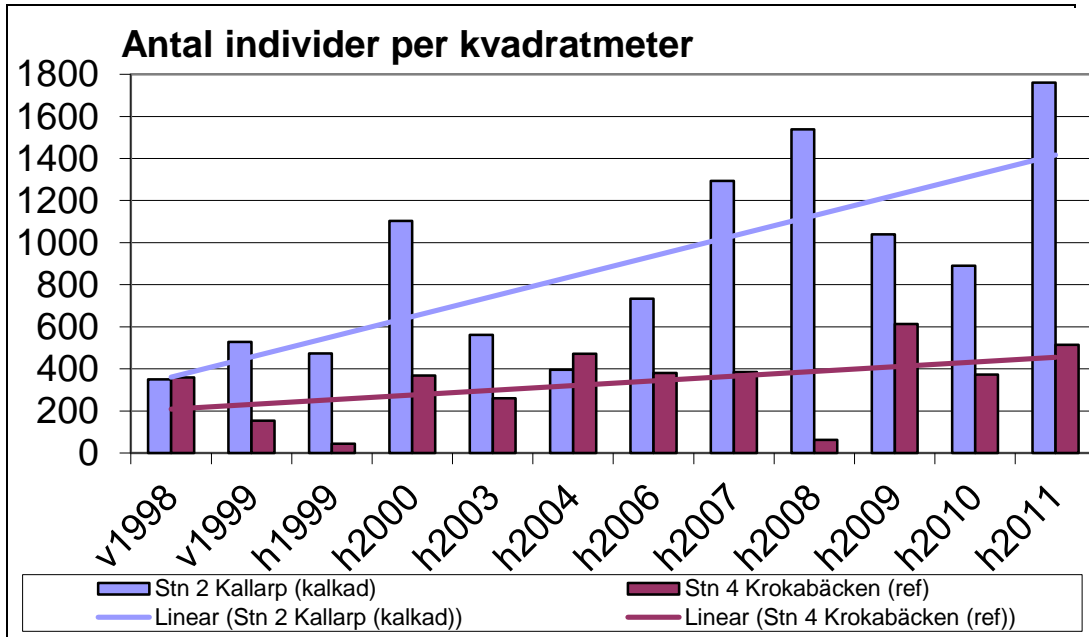
kalen, är: musslor (*Pisidium sp.*), sötvattensgråsugga (*Asellus aquaticus*), dagsländor (*Baetis spp*, *Leptophlebia spp*), bäcksländorna *Amphinemura sulcicollis*, *Nemoura avicularis* och *Protonemura meyeri* samt nattsländorna *Rhyacophila nubila* och *Polycentropus flavomaculatus* (se Figur 33). Fortfarande pågår etablering av nya arter. Några arter som etablerade sig efter kalkningen verkar ha försvunnit igen, t ex dagsländan *Baetis rhodani* som påträffades åren 1999 – 2004, och bäckvattenbaggen *Elmis aenea* 2004 – 2009. Båda dessa arter är indikatorer i försurningsindex, och de har inte vid något tillfälle noterats vid referenslokalen.

3.6.2 Station 4, Krokabäcken

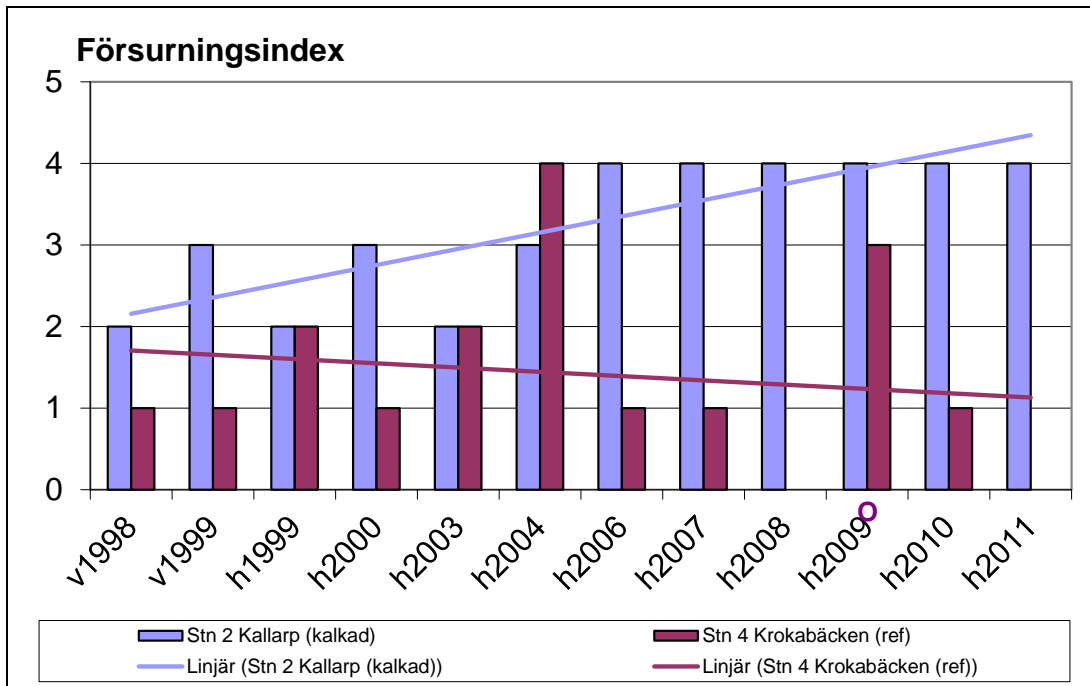
Den okalkade station 4 har vid samtliga provtagningstillfällen sedan starten 1998 uppvisat ett starkt utarmat och försurningspåverkat bottenfaunasamhälle. Station 4 har bedömts *starkt – mycket starkt* försurningspåverkad alla år utom 2004, då två exemplar av en försurningskänslig dagsländeart påträffades och påverkan bedömdes vara *betydlig*. Ingen positiv trend i försurningsindex kan ses (Figur 31). En svag tendens till ökat art- och individantal finns (Figur 29 och Figur 30)



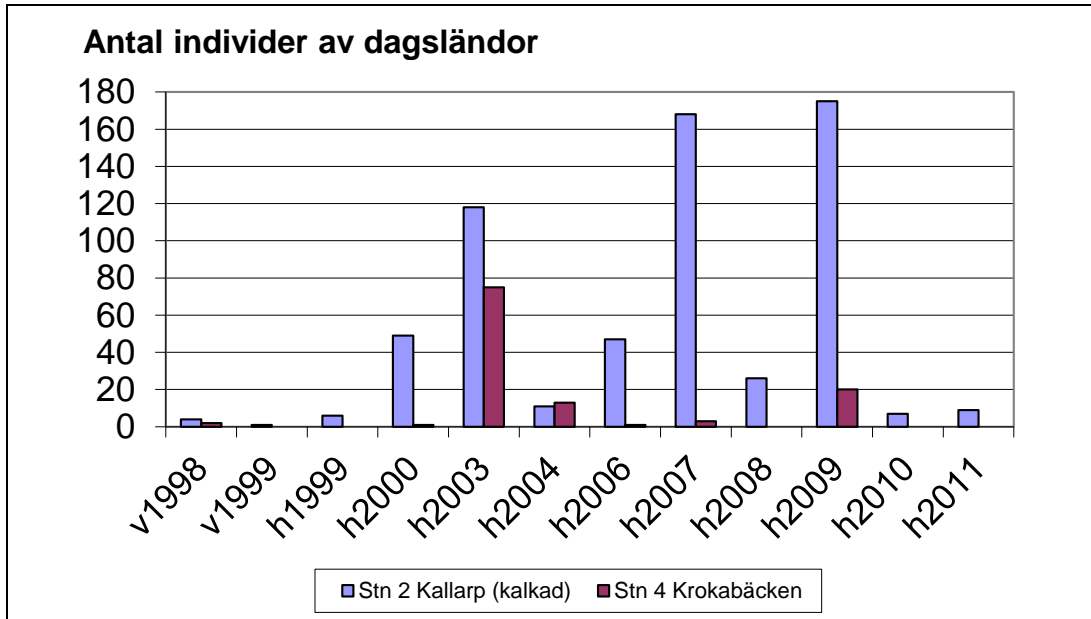
Figur 29. Artantal vid den kalkade stn 2 vid Kallarp och den okalkade stn 4 i Krokabäcken vid undersökningarna 1998 – 2011. Trendlinjerna visar ett ökat artantal för Kallarp (stn 2), medan artantalet endast ökar mer svagt i Krokabäcken (stn 4). v = vårprov, h = höstprov.



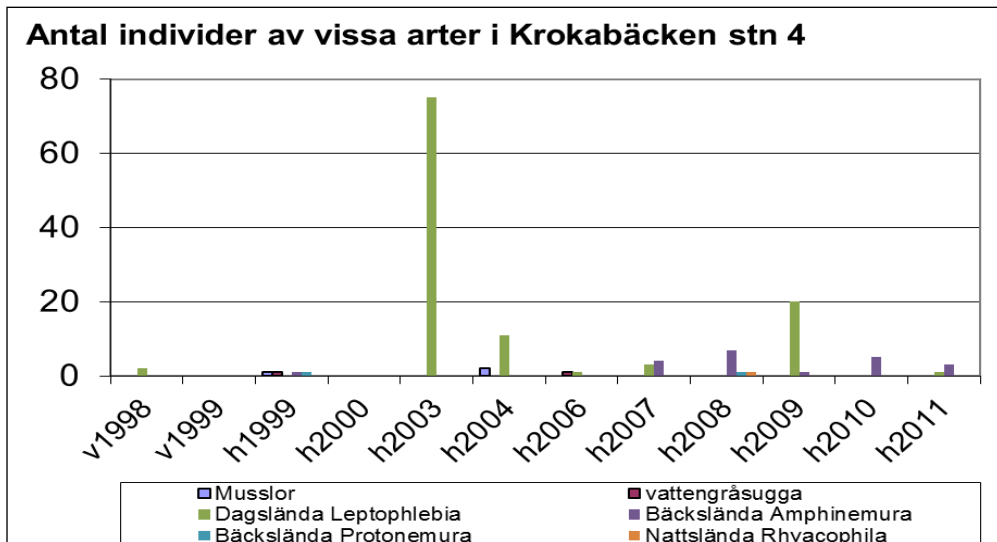
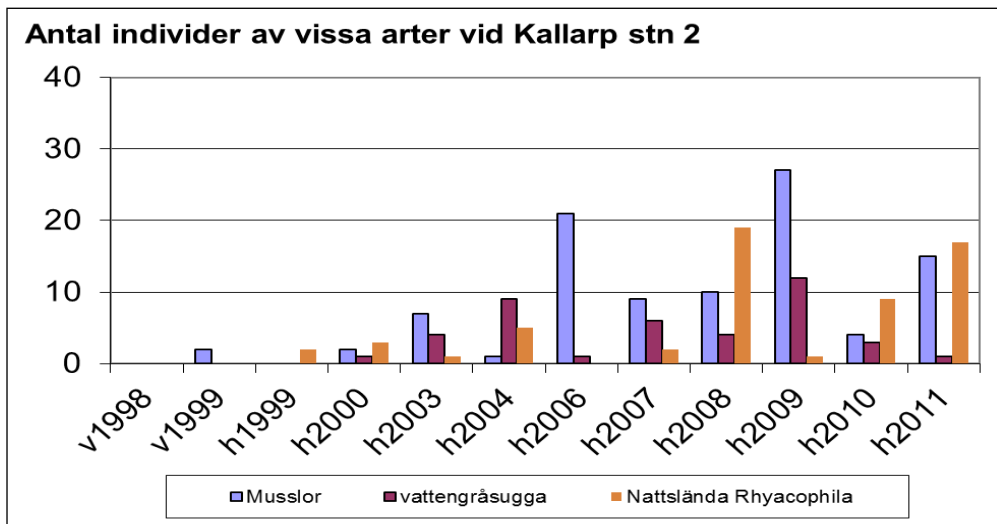
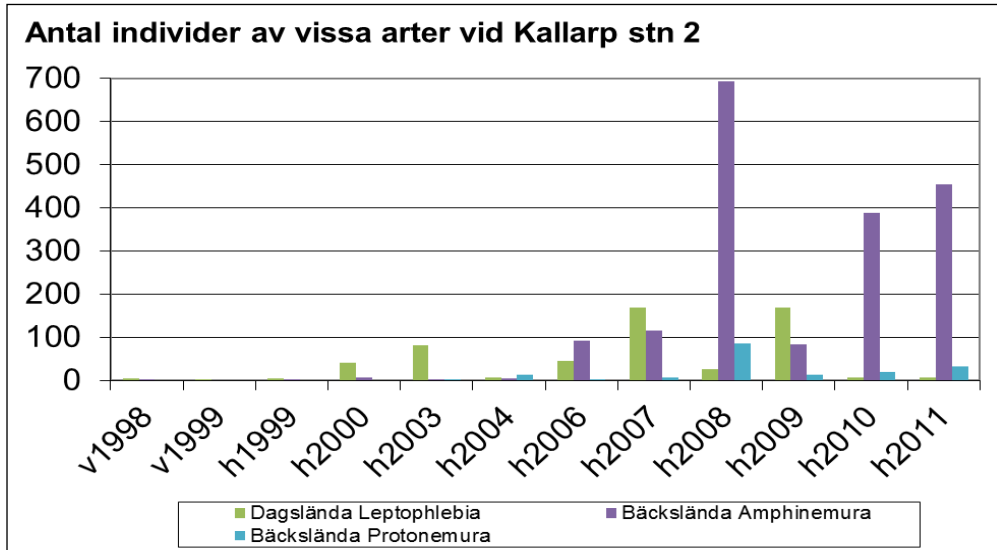
Figur 30. Antal individer vid den kalkade stn 2 vid Kallarp och den okalkade stn 4 i Krokabäcken vid undersökningarna 1998 – 2011. Trendlinjerna visar en tydlig ökning vid Kallarp (stn 2), medan endast en svagt uppåtgående trend kan ses i Krokabäcken (stn 4). v = vårprov, h = höstprov. I Krokabäcken har ett extremt högt antal knottlarver (massutveckling) våren 1998 justerats ner för att få jämförbara värden (från 1260 till 60 per kvadratmeter).



Figur 31. Förurningsindex vid den kalkade stn 2 vid Kallarp och den okalkade stn 4 i Krokabäcken vid undersökningarna 1998 – 2011. Vid Kallarp (stn 2) har indexet ökat efter kalkningen och stabiliserat sig på 4 poäng. Ingen motsvarande positiv trend kan ses i Krokabäcken (stn 4). v = vårprov, h = höstprov.



Figur 32. Individantal av dagsländor vid undersökningarna 1998 – 2011. En ökad etablering märks efter kalkningen vid station 2, men den är inte stabil. v = vårprov, h = höstprov.



Figur 33. De två översta figurerna visar etableringen av sex olika taxa vid Kallarp stn 2 efter kalkningen. I nedre figuren kan man se att ingen motsvarande ökning finns av dessa sex taxa vid referenslokalen i Krokabäcken. Samtliga taxa är tåliga mot förorening, men ett första tecken på minskad förorening är ett ökat antal individer. Observera de olika skalorna.

3.6.3 Lokalbeskrivning och artlista

Under denna rubrik redovisas varje provpunkt på ett uppslag. På vänstersidan finns lokalbeskrivning med foto och skiss, bedömning av undersökningsresultatet med kommentarer samt jämförelser med tidigare resultat. På högersidan finns de kompletta artlistorna. Lokalbeskrivningen följer Naturvårdsverkets ”Handledning för miljöövervakning, Sötvatten, Lokalbeskrivningen”, Ver 2003-09-25. En sammanfattande artlista för åren 1998-2011 finns i bilaga I.

Förklaring till artlistorna

I artlistan redovisas totala antalet individer av förekommande taxa samt den procentuella andelen av provets totala individantal. Sparkproverna kompletterades med ett kvalitativt sökprov riktat mot miljöer som ej ingått i sparkproverna. Tillkommande taxa som noterats i de kvalitativa sökproverna har markerats med ett **kryss** i artlistan. Provtagningens kvalitet har kontrollerats efter förändring av antal taxa med fler delprov, om förändringen då sista delprovet räknas in är < 8 % bedöms kvaliteten vara mycket god (anges i tabellen som värde > 92), 30 – 8 % god (värde 70 – 92) och över 30 % svag (värde under 70).


Varje taxas känslighetsgrad/funktion anges i kolumnerna A-D, vilket förklaras i Tabell 14

Tabell 14. Förklaring av känslighetsgrader för bottenfauna.

Förurningskänslighet	Taxats funktion	Känslighet för organisk-eutrofierande belastning	Taxats hotkategori
Kolumn A	Kolumn B	Kolumn C	Kolumn D
1=taxat tål pH < 4,5	1=filtrerare	1=påträffats i höggradig förorenat vatten	Akut hotad (CR)
2=taxat tål pH 4,5 - 4,9	2=detritusätare	2=påträffats i vattendrag som bedömts kraftigt påverkade av jordbruk	Starkt hotad (EN)
3=taxat tål pH 5,0 - 5,4	3=predator	3=påträffats i vattendrag som bedömts måttligt påverkade av jordbruk	Sårbar (VU)
4=taxat tål pH 5,5 - 5,9	4=skrapare	4=typiskt för vattendrag som på sin höjd är belastade av skogsbruk	Nära hotad (NT)
5=taxat tål inte pH < 6,0	5=sönderdelare	5=påträffats mest i vattendrag med mycket låg ledningsförmåga	Kunskapsbrist (DD)
			5=ovanlig art i ett regionalt perspektiv


Klassningen enligt kolumnerna A och C har huvudsakligen hämtats ur SNV Rapport 4345 av Degerman m fl. 1994 ”Bottenfauna och fisk i sjöar och vattendrag”. Klassningen enligt kolumn B har hämtats ur fack- och bestämningslitteratur för respektive art/grupp. Klassningen enligt D grundar sig på ”Rödlistade arter i Sverige 2010”. Som underlag vid bedömningen av ”ovanliga” arter har använts Degerman, E. (1994), där resultatet från 5445 skilda lokaler redovisas (Limnodatas databas). För att en art skall klassas som ovanlig måste den förekomma vid mindre än 5 % av dessa lokaler. Även fynddata från Ekologgruppens databas med för närvarande 1600 lokaler från södra Sverige har vägts in vid bedömningen.

Bottenfauna i Nissadalen 2011

Vattensystem: NISSAN	Vattendrag/namn: Kallarp, norr fiskdammen	Provpunkt/beteckning: HALIFE-2																																																																																										
Provdatum: 2011-10-03	Koordinater x: 6309970 y: 1332945	Kommun: Hylte																																																																																										
Lokalitet: Bäck Naturligt/grävt: naturligt Läge: 10-20m uppströms bro																																																																																												
	Lokalbeskrivning efter Handledning för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2003)																																																																																											
	Provtagnings: Jan Fröjts Sortering: Maja Holmström Arbetsbestämning: Cecilia Holmström	Antal prov: 5 Separerade prover: Ja Metod: Handledning för miljöövervakning 2010	Tid/prov (s): 60 Provsrädika (m): 1																																																																																									
Lokalens längd (normalt 10 m): 10 m Lokalens bredd (provyta, uppsk): 1 m Vattendragsbredd (våyta): 2 m Lokalens medeldjup (provyta): 0,2 m Lokalens maxdjup (provyta): 0,3 m	Vattenhastighet (0-3): 3 Vattennivå: medel Grumlighet: klart Färg: starkt färg Vattentemperatur: 11,7 °C																																																																																											
Bottenstrat och vegetation på provytan																																																																																												
<table border="1" style="width:100%; border-collapse: collapse; font-size: x-small;"> <tr> <td></td> <td>Dom</td> <td>Täck</td> <td></td> <td>Dom</td> <td>Täck</td> <td></td> <td>Dom</td> <td>Täck</td> <td>Dom.art</td> </tr> <tr> <td>Findetrius:</td> <td>D2</td> <td>1</td> <td>Finsediment:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Överv.väg:</td> <td></td> <td>0</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Grovdetrius:</td> <td>D1</td> <td>3</td> <td>Sand:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Flytbladsväg:</td> <td></td> <td>0</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Fin död ved:</td> <td>D3</td> <td>1</td> <td>Grus:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Långskottsväg:</td> <td></td> <td>0</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Grov död ved:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Fin sten:</td> <td>D2</td> <td>2</td> <td>Rosettväter:</td> <td></td> <td>0</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Utfällningar:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Grov sten:</td> <td>D1</td> <td>2</td> <td>Mossor:</td> <td>D1</td> <td>1</td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Fina block:</td> <td>D3</td> <td>2</td> <td>Makroalger:</td> <td>D2</td> <td>1</td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Grova block:</td> <td></td> <td>1</td> <td>Veg utanför delprov:</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Häll:</td> <td></td> <td>0</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> </table>		Dom	Täck		Dom	Täck		Dom	Täck	Dom.art	Findetrius:	D2	1	Finsediment:		0	Överv.väg:		0		Grovdetrius:	D1	3	Sand:		0	Flytbladsväg:		0		Fin död ved:	D3	1	Grus:		0	Långskottsväg:		0		Grov död ved:		0	Fin sten:	D2	2	Rosettväter:		0		Utfällningar:		0	Grov sten:	D1	2	Mossor:	D1	1					Fina block:	D3	2	Makroalger:	D2	1					Grova block:		1	Veg utanför delprov:							Häll:		0						
	Dom	Täck		Dom	Täck		Dom	Täck	Dom.art																																																																																			
Findetrius:	D2	1	Finsediment:		0	Överv.väg:		0																																																																																				
Grovdetrius:	D1	3	Sand:		0	Flytbladsväg:		0																																																																																				
Fin död ved:	D3	1	Grus:		0	Långskottsväg:		0																																																																																				
Grov död ved:		0	Fin sten:	D2	2	Rosettväter:		0																																																																																				
Utfällningar:		0	Grov sten:	D1	2	Mossor:	D1	1																																																																																				
			Fina block:	D3	2	Makroalger:	D2	1																																																																																				
			Grova block:		1	Veg utanför delprov:																																																																																						
			Häll:		0																																																																																							
Bottenstyp: hård Kvalprov subst.: kansten Övrigt utanför delprov:																																																																																												
Närmiljö 0-30m bredd, 50m sträcka																																																																																												
<table border="1" style="width:100%; border-collapse: collapse; font-size: x-small;"> <tr> <td></td> <td>Dom</td> <td>Täck</td> <td></td> <td>Dom</td> <td>Täck</td> <td></td> <td>Dom</td> <td>Dom.art</td> <td>Subdom.art</td> </tr> <tr> <td>Lövskog:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Gräs/läng:</td> <td>D2</td> <td>1</td> <td>Träd:</td> <td>D1</td> <td>gran</td> <td>björk</td> </tr> <tr> <td>Barnskog:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Hed:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Buskar:</td> <td>D2</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Blandskog:</td> <td>D1</td> <td>3</td> <td>Hällmark:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Gräs/halvgräs:</td> <td>D3</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Kallhygge:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Blockmark:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Annan väg:</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Våtmark:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Artif mark:</td> <td></td> <td>0</td> <td>Övrigt:</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Åker:</td> <td></td> <td>0</td> <td></td> <td></td> <td>0</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> </table>		Dom	Täck		Dom	Täck		Dom	Dom.art	Subdom.art	Lövskog:		0	Gräs/läng:	D2	1	Träd:	D1	gran	björk	Barnskog:		0	Hed:		0	Buskar:	D2			Blandskog:	D1	3	Hällmark:		0	Gräs/halvgräs:	D3			Kallhygge:		0	Blockmark:		0	Annan väg:				Våtmark:		0	Artif mark:		0	Övrigt:				Åker:		0			0																										
	Dom	Täck		Dom	Täck		Dom	Dom.art	Subdom.art																																																																																			
Lövskog:		0	Gräs/läng:	D2	1	Träd:	D1	gran	björk																																																																																			
Barnskog:		0	Hed:		0	Buskar:	D2																																																																																					
Blandskog:	D1	3	Hällmark:		0	Gräs/halvgräs:	D3																																																																																					
Kallhygge:		0	Blockmark:		0	Annan väg:																																																																																						
Våtmark:		0	Artif mark:		0	Övrigt:																																																																																						
Åker:		0			0																																																																																							
Beckuggning (0-3): 3 Dom. markanvändning: skogsbygd Tätortsmiljö: Nej																																																																																												
Lokal lämplig för provtagnings: mycket bra Provet representativt för den provtagna strökan: ja Övriga iakttagelser i tät:																																																																																												
Påverkan A: styrka: 0 Påverkan B: styrka: 0 Påverkan C: styrka: 0																																																																																												
Bedömning av prov från 2011-10-03																																																																																												
Underlag för bedömningar redovisas under respektive kolumn (se förklaringar under Metodik)																																																																																												
Allmänt	Försumningspåverkan: betydlig	Föreoreningspåverkan: obetydlig	Naturvärde: allmänt																																																																																									
Artantal: måttligt Individthet: måttligt Shannonindex: måttligt ASPT-index: högt EPT-index: måttligt Surhetsindex: lågt DF-index: mycket högt Dominerande taxa: Leuctra hippopus, 40% Amphinemura sulcicolis, 26% Chironomidae, 8%	Kriteriepoäng (max 14): 4p Antal taxa: 1p Försum.känslig sländart: 2p Gammarus: - Bäckbagger: - Iglar: - Musslor: 1p Snäckor: - B/P Index: -	Indikatorgrupper, renvatten: 5 bäcksländesläkten 2 dagsländefamiljer 3 familjer husbyggare Rhyacophila Indikatorgrupper, smutsvatten: Asellus aquaticus	Kriteriepoäng - totalt: 3p Ovanliga arter: Adicella reducta, 3p																																																																																									
Kommentarer:																																																																																												
Lokalen uppvisade ett måttligt art- och individantal och dominans av försumningståliga arter. Några positiva förändringar kan dock konstateras efter kalkningen. Artantal och individthet har ökat. Även försumningsindex har ökat något och stabiliserat sig på 4 poäng de senaste åren (2006-2011). Försumningspåverkan har alltså minskat från stark/mycket stark åren 1998-2004, till betydlig 2006-2011. (Gränsen mellan stark och betydlig är flytande på 4 p. I tidigare redovisningar har 4 p bedömts som stark påverkan, men nu har valts beteckningen betydlig). Försumningskänsliga arter har emellertid inte koloniserat, troligen beroende på att pH-värdet inte kontinuerligt hållits på en tillräckligt hög nivå. Under perioden har flera arter tillkommit och ökat i antal t ex musslor (Pisidium sp.), sötvattensgräsugga (Asellus aquaticus), dagsländor (Baetis spp., Leptophlebia spp), bäcksländorna Amphinemura sulcicolis, Nemoura avicularis och Protonemura meyeri samt nattsländorna Rhyacophila nubila och Polycentropus flavomaculatus. Fortfarande pågår etablering av nya arter. Den ovanliga nattsländan Adicella reducta noterades.																																																																																												
Jämförelse med tidigare resultat																																																																																												
Datum	Artantal inkl kval	Individthet per m2	Shannon- index	ASPT- index	EPT- index	BpH- max	Surhets- index	Försumnings- påverkan	DFI- index	Föreorenings- påverkan	Naturvärde index	värde																																																																																
1999-10-11	18	474	2,7	6,9	13	6	2	stark - mkt stark	7	obetydlig	6	högt																																																																																
2000-10-19	24	1104	2,7	6,1	15	0	3	stark - mkt stark	7	obetydlig	3	allmänt																																																																																
2003-10-31	24	562	3,5	6,3	17	8	2	stark - mkt stark	7	obetydlig	3	allmänt																																																																																
2004-10-13	25	396	3,2	6,0	15	0	3	stark - mkt stark	7	obetydlig	0	allmänt																																																																																
2006-10-04	29	733	3,4	6,2	15	6	4	betydlig	7	obetydlig	3	allmänt																																																																																
2007-10-02	26	1293	2,9	6,1	13	0	4	betydlig	7	obetydlig	0	allmänt																																																																																
2008-10-16	27	1539	2,3	6,1	13	0	4	betydlig	7	obetydlig	0	allmänt																																																																																
2009-10-24	27	1039	3,9	6,2	16	8	4	betydlig	6	obetydlig	1	allmänt																																																																																
2010-10-06	27	891	2,8	6,7	16	8	4	betydlig	6	obetydlig	3	allmänt																																																																																
2011-10-03	29	1760	2,8	6,3	17	6	4	betydlig	7	obetydlig	3	allmänt																																																																																

ARTLISTA		Provpunkt: Stn 2. Kallarp norr fiskdammen										Provtagningskvalitet 97	
Provtdatum 2011-10-03													
Känslighetsgrad/funktion	Delprov				(ant ind)					Summa			
	A	B	C	D	1	2	3	4	5	ant ind	%		
RUNDMASKAR													
<i>Nematoda</i>	2	2	1		1						1	0,1	
GLATTMASKAR													
<i>Oligochaeta</i> övriga		2			17	12	8	12	8		57	3,2	
MUSSLOR													
<i>Bivalvia</i>													
<i>Pisidium</i> sp.	1	1	2			7	3	2	3		15	0,9	
KRÄFTDJUR													
<i>Crustacea</i>													
<i>Asellus</i> aquaticus	1	5	2		1						1	0,1	
VATTENKVALSTER													
<i>Hydracarina</i>	1	3	2		3	8	1		2		14	0,8	
HOPPSTJÄRTAR													
<i>Collembola</i>	1	3	1				1				1	0,1	
DAGSLÄNDOR													
<i>Ephemeroptera</i>													
<i>Leptophlebia</i> marginata	1	4	2		1	3					4	0,2	
<i>Leptophlebia</i> vespertina	1	4	3					1	1		2	0,1	
<i>Leptophlebia</i> sp.	1	4	3		1						1	0,1	
<i>Baetis</i> niger	2	4	3				1	1			2	0,1	
BÄCKSLÄNDOR													
<i>Plecoptera</i>													
<i>Protonemura</i> meyeri	1	5	4		6	4	15	4	4		33	1,9	
<i>Amphinemura</i> sulcicollis	1	5	3		62	74	117	137	65		455	25,9	
<i>Nemoura</i> avicularis	1	5	4		2	3	1	2	3		11	0,6	
<i>Nemoura</i> cinerea	1	5	2			6	1		7		14	0,8	
<i>Nemoura</i> sp.	1	5	3		5						5	0,3	
<i>Leuctra</i> hippopus	1	5	4		128	217	148	136	70		699	39,7	
<i>Leuctra</i> nigra	1	5	4		1	16	5	12	2		36	2,0	
<i>Isoperla</i> difformis	1	3	4		1	3	2	3			9	0,5	
<i>Isoperla</i> grammatica	1	3	3						2		2	0,1	
<i>Isoperla</i> sp.	1	3	3		4	1	1				6	0,3	
TROLLSLÄNDOR													
<i>Odonata</i>													
<i>Cordulegaster</i> boltoni	1	3	4			1					1	0,1	
SKALBAGGAR													
<i>Coleoptera</i>													
<i>Hydraena</i> gracilis	3	5	3				2				2	0,1	
NATTSLÄNDOR													
<i>Trichoptera</i>													
<i>Rhyacophila</i> nubila	1	3	4		5	1	7	3	1		17	1,0	
<i>Plectrocnemia</i> conspersa	1	1	3		10	20	8	4	1		43	2,4	
<i>Polycentropus</i> flavomaculatus	1	1	3		8	20	8	11	2		49	2,8	
<i>Oxyethira</i> sp.	1	4	3		1	2					3	0,2	
Limnephilidae	1	5	2		26	31	3	17	18		95	5,4	
<i>Adicella</i> reducta	3	3	5						1		1	0,1	
TVÄVINGAR													
<i>Diptera</i>													
<i>Dicranota</i> sp.	1	3	2		2	2		1			5	0,3	
Simuliidae	1	1	2		8	15	2	1	2		28	1,6	
Chironomidae	1	2	1		18	23	80	22	4		147	8,4	
Epididae	2	3	3		1						1	0,1	
ANTAL TAXA (exkl sökprov)										29			
ANTAL TAXA (inkl sökprov)										29			
INDIVIDANTAL					312	469	414	369	196	1760			
Individantal/m ²										1760			

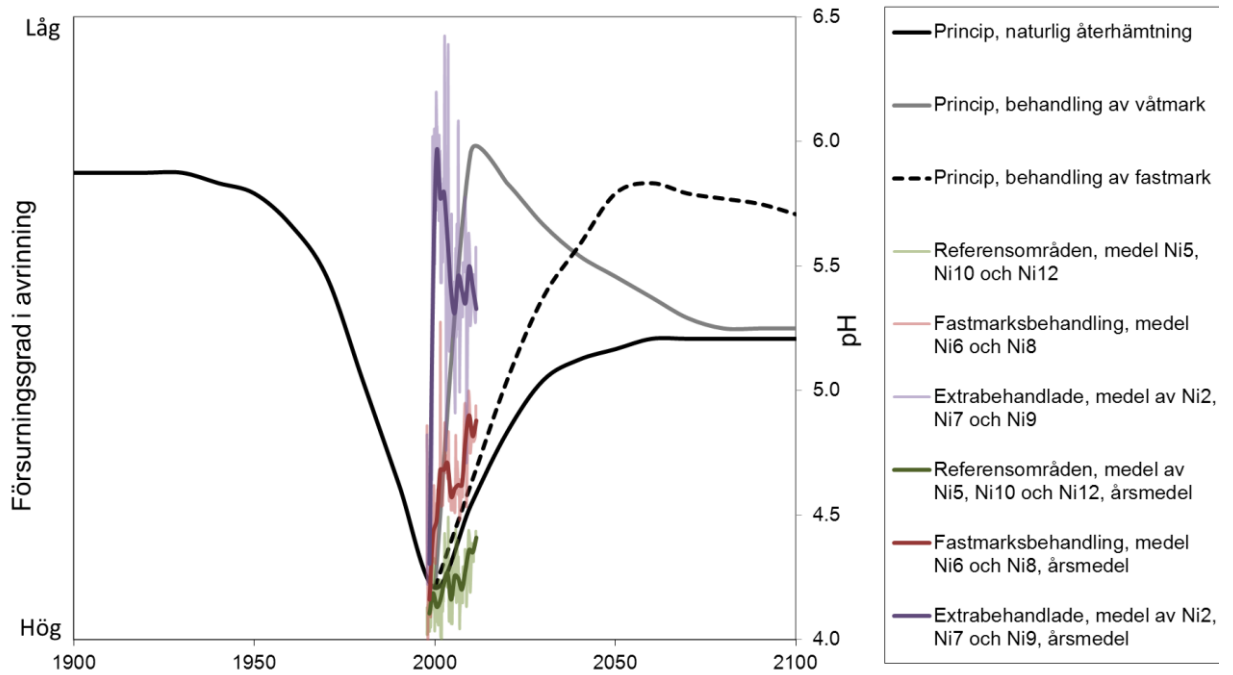
Bottenfauna i Nissadalen 2011

Vattensystem: NISSAN		Vattendrag/namn: Krokabäcken		Provpunkt/beteckning: HALIFE-4																																																																									
Provdatum: 2011-10-03		Koordinater x: 6311802 y: 1333027		Kommun: Hylte																																																																									
Lokaltyp: Bäck Naturligt/grävt: naturligt Läge 50-60m nedströms väg																																																																													
	Lokalbeskrivning efter Handledning för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2003)																																																																												
	Provtagnings: Jan Fröjts Sortering: Maja Holmström Arbetstämning: Cecilia Holmström	Antal prov: 5 Separerade prover: Ja Metod: Handledning för miljöövervakning 2010	Tid/prov (s): 60 Provsrölka (m): 1																																																																										
Lokalens längd (normalt 10 m): 10 m Lokalens bredd (provyta, uppsk): 1 m Vattendragsbredd (våtyta): 1,5 m Lokalens medeldjup (provyta): 0,1 m Lokalens maxdjup (provyta): 0,2 m		Vattenhastighet (0-3): 2 Vattennivå: medel Grumlighet: klart Färg: starkt färg Vattentemperatur: 12,6 °C																																																																											
Bottensubstrat och vegetation på provytan																																																																													
<table border="1"> <tr><td>Dom</td><td>Täck</td><td>Dom</td><td>Täck</td><td>Dom</td><td>Täck</td><td>Dom</td><td>art</td></tr> <tr><td>Findetrus:</td><td>D2 1</td><td>Finsediment:</td><td>0 0</td><td>Överveg:</td><td>D1 1</td><td></td><td>gräs</td></tr> <tr><td>Grovdetrus:</td><td>D1 2</td><td>Sand:</td><td>0 0</td><td>Flytbladsveg:</td><td>0 0</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Fin död ved:</td><td>D3 1</td><td>Grus:</td><td>D2 2</td><td>Långskottsveg:</td><td>0 0</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Grov död ved:</td><td>0 0</td><td>Fin sten:</td><td>D1 3</td><td>Rosetväxter:</td><td>0 0</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Utfällningar:</td><td>0 0</td><td>Grov sten:</td><td>0 0</td><td>Mossor:</td><td>D2 1</td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td>Fina block:</td><td>0 0</td><td>Makroalger:</td><td>0 0</td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td>Grova block:</td><td>0 0</td><td>Veg utanför delprov:</td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td>Hål:</td><td>0 0</td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> </table>		Dom	Täck	Dom	Täck	Dom	Täck	Dom	art	Findetrus:	D2 1	Finsediment:	0 0	Överveg:	D1 1		gräs	Grovdetrus:	D1 2	Sand:	0 0	Flytbladsveg:	0 0			Fin död ved:	D3 1	Grus:	D2 2	Långskottsveg:	0 0			Grov död ved:	0 0	Fin sten:	D1 3	Rosetväxter:	0 0			Utfällningar:	0 0	Grov sten:	0 0	Mossor:	D2 1					Fina block:	0 0	Makroalger:	0 0					Grova block:	0 0	Veg utanför delprov:						Hål:	0 0					Bottenbetyg: hård Kvalprov substr.: kantvegetation Övrigt utanför delprov:			
Dom	Täck	Dom	Täck	Dom	Täck	Dom	art																																																																						
Findetrus:	D2 1	Finsediment:	0 0	Överveg:	D1 1		gräs																																																																						
Grovdetrus:	D1 2	Sand:	0 0	Flytbladsveg:	0 0																																																																								
Fin död ved:	D3 1	Grus:	D2 2	Långskottsveg:	0 0																																																																								
Grov död ved:	0 0	Fin sten:	D1 3	Rosetväxter:	0 0																																																																								
Utfällningar:	0 0	Grov sten:	0 0	Mossor:	D2 1																																																																								
		Fina block:	0 0	Makroalger:	0 0																																																																								
		Grova block:	0 0	Veg utanför delprov:																																																																									
		Hål:	0 0																																																																										
Närmiljö 0-30m bredd, 50m sträcka																																																																													
<table border="1"> <tr><td>Dom</td><td>Täck</td><td>Dom</td><td>Täck</td><td>Dom</td><td>Täck</td><td>Dom</td><td>art</td><td>Subdom</td><td>art</td></tr> <tr><td>Lövskog:</td><td>D2 2</td><td>Gräs/läng:</td><td>D1 2</td><td>Träd:</td><td>D3</td><td></td><td>björk</td><td></td><td>al</td></tr> <tr><td>Barnskog:</td><td>0 0</td><td>Hed:</td><td>0 0</td><td>Buskar:</td><td>D2</td><td></td><td>björk</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Blandskog:</td><td>0 0</td><td>Hällmark:</td><td>0 0</td><td>Gräs/halvgräs:</td><td>D1</td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Kallhygge:</td><td>0 0</td><td>Blockmark:</td><td>0 0</td><td>Annan veg:</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Våtmark:</td><td>0 0</td><td>Artif mark:</td><td>1 0</td><td>Övrigt:</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Åker:</td><td>D3 2</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> </table>		Dom	Täck	Dom	Täck	Dom	Täck	Dom	art	Subdom	art	Lövskog:	D2 2	Gräs/läng:	D1 2	Träd:	D3		björk		al	Barnskog:	0 0	Hed:	0 0	Buskar:	D2		björk			Blandskog:	0 0	Hällmark:	0 0	Gräs/halvgräs:	D1					Kallhygge:	0 0	Blockmark:	0 0	Annan veg:						Våtmark:	0 0	Artif mark:	1 0	Övrigt:						Åker:	D3 2									Strandzon 0-5m, 50m sträcka					
Dom	Täck	Dom	Täck	Dom	Täck	Dom	art	Subdom	art																																																																				
Lövskog:	D2 2	Gräs/läng:	D1 2	Träd:	D3		björk		al																																																																				
Barnskog:	0 0	Hed:	0 0	Buskar:	D2		björk																																																																						
Blandskog:	0 0	Hällmark:	0 0	Gräs/halvgräs:	D1																																																																								
Kallhygge:	0 0	Blockmark:	0 0	Annan veg:																																																																									
Våtmark:	0 0	Artif mark:	1 0	Övrigt:																																																																									
Åker:	D3 2																																																																												
Beekuggning (0-3): 0		Dom. markanvändning: skogsbygd		Tätortsmiljö: Nej																																																																									
Lokal lämplig för provtagnings: mycket bra Provet representativt för den provtagna åströkan: ja Övriga iakttagelser i tät:																																																																													
Påverkan A: styrka: 0 Påverkan B: styrka: 0 Påverkan C: styrka: 0																																																																													
Bedömning av prov från 2011-10-03																																																																													
Underlag för bedömningar redovisas under respektive kolumn (se förklaringar under Metodik)																																																																													
Allmänt		Försumningspåverkan: stark - mkt stark		Föreningenspåverkan: obetydlig																																																																									
Artantal: lågt Individtäthet: måttlig Shannonindex: högt ASPT-index: högt EPT-index: lågt Surhetsindex: mycket lågt DF-index: högt Dominerande taxa: Leuctra nigra, 33% Isoperla difformis, 19% Limnephilidae, 9%		Kriteriepoäng (max 14): 0p Antal taxa: - Försum.känslig ståndart: - Gammarus: - Bäckbaggar: - Iglar: - Musslor: - Snäckor: - B/P Index: -		Indikatorgrupper, renvatten: 4 bäcksländsläkten 1 dagsländfamili 2 familjer husbyggare Indikatorgrupper, smutsvatten:																																																																									
				Kriteriepoäng - totalt: 0p																																																																									
Kommentarer: Denna okalkade referensstation har vid samtliga provtillfällen uppvisat ett starkt utarmat och försumningspåverkat bottenfaunasamhälle. Artantalet var lågt, liksom tätheten av djur. Av den viktiga gruppen dagsländor hittades endast enstaka exemplar i sökprovet. I årets undersökning erhöles inte en enda poäng i försumningsindex, vilket är ovanligt. Ingen positiv trend i försumningsindex (vilket märks i den kalkade HALIFE-2) kan ses. En svag tendens till ökat art- och individantal finns dock.																																																																													
Jämförelse med tidigare resultat																																																																													
Datum	Artantal ind kval	Individantal per m2	Shannon- index	ASPT- index	EPT- index	BpH- max	Surhets- index	Försumnings- påverkan	DF- index	Föreningens- påverkan	Naturvärde index värde																																																																		
1999-10-11	18	44	3,8	5,9	9	0	2	stark - mkt stark	6	obetydlig	0 allmänt																																																																		
2000-10-19	19	388	3,1	6,5	11	0	1	stark - mkt stark	6	obetydlig	3 allmänt																																																																		
2003-10-31	12	263	2,4	6,7	9	0	2	stark - mkt stark	6	obetydlig	3 allmänt																																																																		
2004-10-13	20	472	3,1	6,5	11	10	4	betydlig	6	obetydlig	0 allmänt																																																																		
2006-10-04	18	361	2,9	6,2	7	0	1	stark - mkt stark	6	obetydlig	0 allmänt																																																																		
2007-10-02	16	385	2,6	6,6	9	0	1	stark - mkt stark	6	obetydlig	0 allmänt																																																																		
2008-10-16	16	62	3,1	6,0	8	0	0	stark - mkt stark	6	obetydlig	0 allmänt																																																																		
2009-10-24	20	613	3,2	6,1	11	0	3	stark - mkt stark	6	obetydlig	0 allmänt																																																																		
2010-10-06	18	373	3,1	6,3	9	0	1	stark - mkt stark	6	obetydlig	0 allmänt																																																																		
2011-10-03	22	514	3,0	6,3	11	0	0	stark - mkt stark	6	obetydlig	0 allmänt																																																																		

ARTLISTA		Provpunkt: Stn 4. Krokabäcken								Provtagningskvalitet 100	
Provtdatum 2011-10-03											
Känslighetsgrad/funktion	Delprov				(ant ind)					Summa	
	A	B	C	D	1	2	3	4	5	ant ind	%
RUNDMASKAR											
<i>Nematoda</i>	2	2	1			1		1		2	0,4
GLATTMASKAR											
<i>Oligochaeta</i> övriga		2			8	10	7	11	10	46	8,9
HOPPSTJÄRTAR											
<i>Collembola</i>	1	3	1					1	1	2	0,4
DAGSLÄNDOR											
<i>Ephemeroptera</i>											
<i>Leptophlebia</i> sp.	1	4	3							X	
BÄCKSLÄNDOR											
<i>Plecoptera</i>											
<i>Amphinemura</i> sulcicollis	1	5	3		3					3	0,6
<i>Nemoura</i> avicularis	1	5	4		3					3	0,6
<i>Nemoura</i> cinerea	1	5	2						2	2	0,4
<i>Nemoura</i> sp.	1	5	3			1	2	2	3	8	1,6
<i>Leuctra</i> hippopus	1	5	4					1	1	2	0,4
<i>Leuctra</i> nigra	1	5	4		46	24	33	36	31	170	33,1
<i>Isoperla</i> difformis	1	3	4		12	15	27	27	17	98	19,1
<i>Isoperla</i> grammatica	1	3	3		10	12	1	7	14	44	8,6
<i>Isoperla</i> sp.	1	3	3		7	9	8	11	11	46	8,9
SKALBAGGAR											
<i>Coleoptera</i>											
Colymbetinae		3								X	
Hydrophilidae	2	3	3							X	
NATTSLÄNDOR											
<i>Trichoptera</i>											
<i>Plectrocnemia</i> conspersa	1	1	3		1	1	1	1	1	5	1,0
<i>Oxyethira</i> sp.	1	4	3			1		1		2	0,4
Limnephilidae	1	5	2		12	5	8	14	9	48	9,3
TVÅVINGAR											
<i>Diptera</i>											
<i>Eloeophila</i> sp.		3						2		2	0,4
<i>Dicranota</i> sp.	1	3	2		1	2		4	3	10	1,9
Simuliidae	1	1	2			1	1	1	1	4	0,8
Chironomidae	1	2	1		4	3	3	2	2	14	2,7
Ceratopogonidae	1	3	1					1	1	2	0,4
Empididae	2	3	3						1	1	0,2
ANTAL TAXA (exkl sökprov)										19	
ANTAL TAXA (inkl sökprov)										22	
INDIVIDANTAL										514	100
Individantal/m ²										514	

3.7 Tillståndsbedömning av vattenkvalitet och måluppfyllelse

Medelvärdena i pH för behandlingarna lades in i den teoretiska skissen som gjordes innan försöket påbörjades. I Figur 34 visas skissen, tillsammans med medel för behandlingarna (samma som i Figur 14), samt årsmedel av medel för behandlingarna. pH-skalan har lagts in så att minimum- och maximum-pH för de extra-behandlade områdena sammanfaller någorlunda i y-led med minimum- och maximumvärdet för våtmarksbehandlingen av den generella försurningsparametern i skissen. I övrigt är inget justerat. Den teoretiska skissen är just en skiss, inte en beräkning eller modellering av vad som verkligen borde hänt efter behandlingen, men man kan ändå notera att effekten av våtmarksbehandlingen både kulminerade och avtar mycket snabbare än förväntat. Beroende på om effekten stabiliseras på den nivå den ligger på nu eller sjunker kommer området att återförsuras eller fortsätta att ligga på det nuvarande tillståndet, där öring kan leva åtminstone i Ni2.



Figur 34. Den teoretiska skissen (Figur 2) kombinerad med uppmätta pH-värden: de ljusa kurvorna visar enskilda mättpunkter, medel för behandlingarna, dvs en kurva för referensområdena Ni5, Ni10 och Ni12, en kurva för de fastmarksbehandlade områdena Ni6 och Ni8 och en kurva för de extrabehandlade områdena Ni2, Ni7 och Ni9. De mörkare kurvorna visar kalenderårsmedel av de ljusare kurvorna.

Enligt bedömningsgrunderna (Tabell 15) var Ni11, som enda område, inte försurat innan behandling. Ni11 har relativt hög halt organiska ämnen i vattnet och verkar vara naturligt surt. För alla fast- och våtmarksbehandlade områden, samt enbart fastmarksbehandlade Ni8, bedöms minst fem av åren efter behandlingen som oförsurade. I de extrabehandlade bedöms fler år som oförsurade än försurade och i extrabehandlade Ni7 räknas inget av åren efter behandling som försurat. Referensområdena bedöms som försurade nästan alla år och fastmarksbehandlade Ni6 hamnar alla år i den allra mest försurningspåverkade klassen.

Tabell 15. Försurningstillstånd enligt MAGIC-biblioteket. Siffrorna står för försurningspåverkansklasser: 1 är hög status, dvs pH-värdet som årsmedel bedöms bara vara högst 0,2 enheter under förindustriellt pH-värde, 2 är god status, dvs pH-värdet som årsmedel bedöms vara mellan 0,2 och 0,4 enheter under förindustriellt pH-värde, 3 är måttlig status, dvs pH-värdet som årsmedel bedöms vara mellan 0,4 och 0,6 enheter under förindustriellt pH-värde, 4 är otillfredsställande status, dvs pH-värdet som årsmedel bedöms vara mellan 0,6 och 0,8 enheter under förindustriellt pH-värde och 5 är dålig status, dvs pH-värdet som årsmedel bedöms vara mer än 0,8 enheter under förindustriellt pH-värde. Hög och god status räknas som opåverkat av försurning och har markerats med blått i tabellen.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Ni4	5	1	5	5	3	4	3	5	5	5	5	-	3
Ni5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	2	5	5	5
Ni10	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	2
Ni12	5	5	3	3	5	5	3	2	3	4	4	5	2
Ni16	-	-	-	-	-	-	-	-	5	5	5	5	5
Ni6	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Ni8	5	3	2	3	2	4	2	5	5	1	1	4	3
Ni11	2	-	1	1	1	1	1	1	4	1	1	1	1
Ni13	5	1	1	1	2	2	5	1	3	1	1	3	1
Ni14	5	5	1	5	3	4	3	1	3	2	2	3	2
Ni2	5	1	1	1	1	1	3	1	3	3	5	1	2
Ni7	5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ni9	4	1	1	5	5	3	1	1	5	1	1	1	2

I Skogsstyrelsens mål för fastmarksbehandling ingår att skogsmarken i områdena ska få minskat läckage av aluminium och att försurningens skadliga effekter på flora och fauna ska motverkas. Läckaget av totalaluminium har minskat i de fastmarksbehandlade områdena, i extrabehandlade Ni7, men även i två referensområden. Halterna av oorganiskt aluminium verkar ha minskat något eller mycket i alla de våt- och fastmarksbehandlade områdena, samtidigt som floran i skogsmarken inte har påverkats, men floran på våtmarkerna har förändrats något eller avsevärt, särskilt på de våtmarker som fått höga doser kalk (se exempelvis Hjerpe et al 2008, s 40) och vattenfaunan har påverkats positivt (se kapitel 0 och 0 ovan).

4 Diskussion

4.1 Vattenkemi

Under tiden som gått sedan projektet startade har det skett en naturlig återhämtning från försurningen i tre av referensbäckarna, Ni4, Ni5 och Ni10, vilket visar sig genom signifikant minskande halter oorganiskt aluminium, ökande pH och för Ni4 och Ni10 också ökande ANC, enligt Seasonal-Kendallanalys. Ni10 var det område som drabbades hårdast av stormen Gudrun, som inträffade 2005, och har sedan dess förhöjd nitrat-, ammonium- och kaliumutlakning. Referensområdet Ni12 uppvisar inga tecken på återhämtning från försurning, liksom inte heller Ni16, där dock mätserien är kort.

Referensområdet Ni12 har tämligen höga halter organiska ämnen, som buffrar pH och försvårar både försurning och återhämtning från försurning, men inte högre än exempelvis det fastmarkskalkade Ni8, som uppvisar en mycket stark återhämtning från försurningen. I Ni12 avverkades det dessutom skog både 1999 och 2003, så runt en tredjedel av området består av ungskog och utlakningen av nitrat, ammonium och kalium har varit hög under mätperioden.

Det fastmarkskalkade Ni8-området uppvisar alltså en stark återhämtning från försurning, mätt som signifikant minskande oorganiskt aluminium och ökande pH och ANC. Det andra fastmarkskalkade området, Ni6, visar trots låga halter organiska syror i vattnet mycket svaga tecken på försurningsåterhämtning: enbart en svagt signifikant trend av minskande halt total och oorganiskt aluminium. Detta kan hänga ihop med att avrinningsområdet Ni6 nästan helt är täckt av snabbväxande ungskog, vilken under början av försöket var hygge. Under mätperiodens första halva var utlakningen av näringsämnena kalium och nitrat höga i Ni6. Ni6 har relativt hög specifik avrinning och ligger lågt i landskapet. Det är troligt att Ni6 får en viss del av sitt vatten från djupare, äldre grundvatten, vilket skulle kunna leda till att vattenkemin i området delvis är buffrad mot de förändringar som minskande försurande nedfall eller ökad tillförsel av kalk annars skulle medföra. Ni6 har dock minskande halter av total och oorganiskt aluminium, vilket är just det som kalkbehandling av fastmark i första hand är avsett för, genom att markens utlakning av oorganiskt aluminium minskar (Larsson et al. 2003). Dock är halterna i avrinningen från Ni6 fortfarande höga till mycket höga, medan de i Ni8 är måttliga till låga. Om man jämför medelvärden för alla referensområden med medelvärden för de två fastmarksbehandlade områdena finns det statistiskt starkt signifikanta skillnader i de försurningsrelaterade variablerna pH, ANC, SO₄, Ca, Mg och kvoten Ca/Mg. Fastmarksbehandlingen med 4 ton kalk och 2 ton aska per hektar verkar alltså ha fått viss effekt utöver den naturliga återhämtningen, även om det på grund av de två avrinningsområdenas stora inbördes olikhet är svårt att säga hur stor en typisk effekt skulle vara för den här behandlingen. I de så kallade SKOKAL-ytorna, som behandlades några år tidigare än Nissanområdena och med lägre dos kalk på enbart fastmark, fanns efter 16 år inga statistiskt signifikanta skillnader mellan behandlade och obehandlade områden (Löfgren et al., 2009).

Av de områden som fått basdos på både våtmark och fastmark utmärker sig Ni11, som är beläget bredvid Ni12 (referensområdet utan återhämtning från försurning)

genom förhållandevis låg pH-ökning vid behandlingen och höga halter av organiska ämnen, järn och organiskt bundet aluminium. Ni11, liksom Ni12, läcker också ammonium. Vid behandlingen ökade pH i avrinningsvatten från Ni11 snabbt 2-3 tiondels pH-enheter, och den ökningen har hittills varit bestående. Även halten kalcium ligger kvar på en nivå betydligt högre än innan behandlingen, trots att mängden tillförd kalcium till våtmarkerna i Ni11 bör ha tagit slut (motsvarande 88% av tillförd kalcium till våtmarkerna hade läckt ut redan 2006), vilket visar att fastmarksbehandlingen också ger effekt. Ni11 verkar enligt bedömningsgrunderna för försurning (Naturvårdsverket, 2007) vara naturligt surt och alltså inte i så stort behov av behandling. I Ni13 och Ni14, de två andra totalbehandlade områdena, ökade pH snabbt och betydligt mer, från 4,2 till 5,5, men har sedan dess haft en minskande trend i pH och ligger de senaste åren runt 5,3 respektive 5,0. Ni13 verkar innan och under behandlingen, av de få mätvärdena att döma, ha haft höga halter oorganiskt aluminium i utlakningen, vilka minskade snabbt efter behandlingen. Både Ni13 och Ni14 har nu måttliga halter oorganiskt aluminium i avrinningen. De bedöms som försurningspåverkade bara vissa år efter behandlingen och har fått mycket bättre vattenkemi, vilket stöder tidigare utvärderingar (Larsson et al., 2003; Westling och Zetterberg, 2007; Zetterberg, 2008) slutsats att det integrerade konceptet, med behandling av både fast- och våtmark i hela avrinningsområdet, kan vara ett bra komplement till ytvattenkalkning.

Det extrabehandlade Ni7 är det enda området som bedömdes som försurat innan behandlingen och oförsurat alla år efter behandlingen. Här har behandlingen uppenbart hjälpt till att återställa området i försurningshänseende, men på bekostnad av så höga kalkgivor på våtmarkerna att vegetationen skadades och permanent förändrades på åtminstone vissa våtmarker (Hjerpe et al., 2008). I Ni2, något nedströms Ni7, vandrade öring in och lekte redan året efter behandlingarna och där finns fortfarande ett framgångsrikt reproducerande öringbestånd. Området återförsuras nu något, vilket visar sig genom signifikant minskande pH och ökande halter oorganiskt aluminium. Ni9, som också har relativt höga halter organiskt material, fick en ganska liten pH-förändring, men en lika stor och varaktig ökning i ANC som Ni2. Både Ni2 och Ni9 bedöms som oförsurade åtta år av tretton, utspridda över perioden.

Ökad nitratutlakning efter kalkbehandlingar har befarats och också observerats i andra studier (exempelvis the Experimental Watershed Liming Study (EWLS), som beskrivs bland annat i Cirimo och Driscoll, 1996; samt i försök som beskrivs i Andersson et al., 1996; Hallbäcken och Zhang, 1998; Johansson et al., 1999; samt Huber, 1996). Någon sådan ökning av nitratutlakning kunde dock inte påvisas i Nissanområdena med RIA-analysen, varken om man jämför perioden före behandling med hela perioden under och efter behandlingen, eller om man jämför perioden innan behandlingen med bara de första två åren efter behandlingen. Inte heller verkar de behandlade områdena läcka mer kväve vid skogsskador än vad referensområdena gör i motsvarande fall. Halten organiska ämnen, mätt som färgtal, eller totalhalten aluminium påverkas inte på längre sikt av behandlingen, varken räknat på hela tidsperioden eller de första två åren efter behandlingen, men sommaren direkt efter behandlingarna var både färgtal och halten totalaluminium mycket höga i de områden som fått behandling på både våt- och fastmark. Den

sommaren var färgtal och totalaluminium höga även i referensområdena, men inte lika förhöjda som i de våt- och fastmarksbehandlade områdena.

RIA-analysen bekräftade att det efter behandlingarna var skillnad mellan obehandlade och behandlade områden med olika doser, med avseende på pH, ANC, kvoten mellan kalciumhalt och magnesiumhalt, kalciumhalt, magnesiumhalt, samt svagare signifikant också natrium. För dessa parametrar fanns inga starkt signifikanta skillnader mellan referensområden, medan skillnaderna mellan referenser och behandlade områden (utom Ni6, som helt betedde sig som obehandlad i statistiken) i nästan alla jämförelser var starkt signifikanta. Även inom behandlingsleden fanns flera starkt signifikanta skillnader, vilket inte är märkligt, eftersom områdena är behandlade med olika doser och har olika areell fördelning mellan fast- och våtmark.

För sulfat, klorid, konduktivitet, totalhalt aluminium och totalhalt fosfor fanns många starkt signifikanta skillnader mellan avrinningsområden, men de berodde inte på behandlingen utan på andra faktorer, vilket visas av att de inte förekommer företrädesvis mellan olika behandlingsled och även förekommer vid jämförelser mellan olika referensområden. För nitrat, ammonium, Kjeldahlkväve, totalkväve, färgtal och kalium fanns mycket få signifikanta skillnader mellan områdena och de som fanns var inte knutna till behandlingen. DOC, organiskt bundet aluminium och oorganiskt aluminium kunde inte analyseras med RIA, eftersom det inte fanns tillräckligt med data från perioden innan behandlingen.

Utlakningen av kalk efter en engångsbehandling av våtmarker med kalk modellerades före behandlingarna (Abrahamsson 2001). Enligt dessa beräkningar skulle 60% av kalken som applicerades på våtmarken ha lakats ut 20 år efter behandlingen. I Nissanområdena hade år 2006 ungefär en tredjedel av den tiden gått och 23% till 88% av kalken applicerad på våtmarken läckt ut, eller mellan 1,1% och 7,7% av den kalk som tillförts hela avrinningsområdet. I Ni13 och Ni14, som fick grunddos på våt- och fastmark, samt i Ni2 som fick ökad dos på våtmarkerna, hade ca 50% läckt ut redan efter 7 år. I Ni11, som har mycket liten våtmarksareal och alltså fick en liten giva på våtmark, hade redan år 2006 motsvarande 88% av kalkmängden applicerad på våtmarken lakats ut, vilket gör det troligt att en del av kalcium i utlakningen även härrör från kalk applicerad på fastmarken, särskilt med tanke på att kalciumhalterna i avrinningen från området inte sjunkit drastiskt efter 2006, när kalken tillförd våtmarken skulle tagit slut om det bara var den som stod för den ökade kalciumutlakningen efter behandlingen. I extrabehandlade Ni7 och Ni9 hade 2006 mellan 20% och 30% av kalciumet på våtmarken lakats ut, vilket verkar vara mer i enlighet med beräkningarna vid försökets början. Effekten av behandlingarna har alltså för flera områden kommit snabbare än förväntat och kommer då kanske avta snabbare än förväntat, eftersom kalken inte räcker lika länge som beräknat. Jämförelsen med principskissen indikerar likaså att behandlingseffekten kom och började avta snabbare än förväntat.

4.2 Vattenföring

Vattenföringsdata beräknades för tolv av försökets avrinningsområden i Nissadalen, för att beräkna uttransporten av den tillsatta kalken. Kontinuerliga serier kunde trots avbrott beräknas med hjälp av en metod baserad på varaktighetskurvor. Områdena uppvisade stora variationer i specifik avrinning vilket gav en stor

effekt på den beräknade kalktransporten för områden där det saknades vattenföringsdata.

Kontinuerliga mätdata (med kortare avbrott) var tillgängliga för två områden (Ni7 och Ni10). Med hjälp av beräkningar baserade på skillnader i punktvisa mätningar av vattenstånd kunde vattenföringen skattas för ytterligare sex områden (Ni5, Ni6, Ni11, Ni12, Ni13 och Ni14). Beräkningar med QPPQ-metoden som användes för att fylla luckor i dataserierna gjorde det möjligt att beräkna vattenföringen från närliggande områden med mycket större precision än om beräkning med specifik avrinning hade använts. För ytterligare fyra områden (Ni2, Ni4, Ni8 och Ni9) fanns inga mätdata vilket gjorde det nödvändigt att använda specifik avrinning eller andra samband med avrinningsområdets fysikaliska egenskaper.

Vattenståndsmätningarna för Ni7 och Ni10 innehöll luckor på grund av problem med mätutrustningen under flera perioder (ofta i samband med isförhållanden) och data fattades också månaderna efter stormen Gudrun då nedfallna träd gjorde det omöjligt att ta sig fram i området. Andra oupptäckta fel såsom dämmningsproblem (t.ex. hade vitmossa fastnat i överfallsvärnen vid vissa tillfällen) kan också ha påverkat mätningarna. Det ändrade beteendet hos Ni7 år 2007 på grund av det nya utloppet bör åtgärdas (se avsnitt 0). Den justering med skillnader i medelvärden som gjordes här behöver då revideras. Flödet i det nya utloppet var under fältbesöket i november 2011 flera gånger högre än vid mätdammen och det är möjligt att utloppet även varit aktivt under tidigare högflödestillfällen. Data för Ni7 har tveksam kvalitet från och med 2007 och dessa data inkluderades därför inte i transportberäkningarna eller beräkningen av månads- och årsmedelflöden. De sista åren för Ni10 hade också tveksam kvalitet på grund av problem med pegelskrivaren och exkluderades därför också.

I första hand användes Ni7 istället för Ni10 för faktorsberäkningarna eftersom vattenföringen i Ni10 ökade markant efter stormen Gudrun som orsakade omfattande skogsskador. För Ni14 var stormskadorna efter Gudrun stora precis som i Ni10, vilket skulle kunna tyda på en liknande ökning i vattenföring. Analyser av kloridhaltsmätningar (visuellt och med Seasonal Kendall) visade dock inte samma sjunkande halter efter stormen Gudrun som i Ni10 och det gick heller inte att utläsa någon ökning från de månadsvisa vattenståndsmätningarna. En förklaring kan vara att stormskadorna i Ni10 främst låg i utströmningsområdet medan de i Ni14 främst drabbat inströmningsområdet.

Beräkningarna med QPPQ-metoden visade på stora förbättringar jämfört med beräkning med specifik avrinning. Eftersom QPPQ-metoden använder sambandet mellan varaktighetskurvorna för två områden blir skillnader i dynamik bättre representerade jämfört med om specifik avrinning använts. Det syntes tydligt vid en jämförelse med den specifika avrinningen för Snapparp och specifik avrinning för Ni7 och Ni10 beräknat med QPPQ-metoden med Snapparp som basområde (Figur 20). Skillnader på grund av flödestoppar som inte inträffar samtidigt eller inte inträffar överhuvudtaget går dock inte att beräkna utan en hydrologisk modell som drivs med representativa nederbördsdata. Tillförlitligheten av resultaten för QPPQ-metoden beror av hur starkt tidsserierna är korrelerade samt att tillräckligt mycket data för beräkningen av varaktighetskurvorna finns tillgängliga. Analysen av osäkerheten vid beräkningen med QPPQ-metoden gjordes för längre samman-

hållna tidsperioder eftersom det mest var den typ av luckor som förekom i dataserierna.

Alla beräknade dataserier förutom Ni10 har samma dynamik som Ni7, eftersom de är beräknade med hjälp av Ni7, vilket gör att beräkningarna blir mindre tillförlitliga vid tillfällena då nederbörd och avrinningsbildning skiljt sig åt mellan områdena. Korrelationen mellan dygnsmedelvattenföringen för Ni7 och Ni10 var tämligen hög, men visade också på vissa skillnader mellan områdena. Eftersom områdena är mycket små kan lokala skillnader ge större effekter än för större områden där lokala skillnader jämnas ut (Jowett och Duncan, 1990). Vissa skillnader mellan områdena jämnas ut med tiden, men inte skillnader som är ett resultat av olika specifik avrinning. Sådana osäkerheter är därför av störst vikt för transportberäkningarna, vilket syntes på osäkerheten för beräkningen av uttransporterad kalk från Ni2, som ligger mellan 13 och 36 ton för åren 1999-2006, beroende på osäkerheten i specifik avrinning. Osäkerheter i vattenföringsdata för Nissadalens avrinningsområden kan begränsas med hjälp av nya mätningar. Risken för systematiska fel på grund av osäkra basnivåer för vattenstånd minimeras om automatiska tryckgivare installeras istället för pegelskrivare. Även om endast ett fåtal nya mätningar görs i områden som tidigare saknade mätdata kan de avsevärt begränsa osäkerheten och öka precisionen i vattenföringsberäkningar. Det har till exempel visat sig att ett fåtal mätningar som görs vid rätt valda tillfällen kan ge en mycket stor del av den information som krävs för att kalibrera en hydrologisk modell (Seibert och Beven, 2009).

4.3 Förbättring av de hydrologiska mätningarna

4.3.1 Upprustning av mätplatser

I dagsläget tas vattenprover från 12 avrinningsområden. Vid åtta av dessa finns dammar med mätöverfall och vid två av dessa finns registrerande pegelskrivare installerade som ger kontinuerliga vattenståndsdata på pegelpapper. Vid ett fältbesök 2011-11-15 konstaterades att mätöverfallen är i relativt bra skick (d.v.s. inget synbart läckage) men att själva dammarna bör rensas från växtlighet och skräp.

Vid fältbesöket rekognoscerades ytterligare ett utlopp från avrinningsområdet Ni7. För att få en pålitlig mätning av vattenföringen från detta område i framtiden och för att öppna för möjligheten att korrigera tidigare registrerad vattenföring bör åtgärder vidtas. Ett mätöverfall med en låg och bred spontdamm kan byggas vid den nya utloppspunkten samtidigt som överfallsöppningen vid den nuvarande mätdammen sätts igen. Alternativt kan det ”nyupptäckta” utloppet däckas igen med en spontfördämning i kombination med en jordvall. Det senare alternativet kräver tillgång till grävmaskin, dels för att skotta jord och dels för att flytta på en del större stenar för att förenkla igendämningen.

4.3.2 Installation av mätutrustning

För att höja kvaliteten på vattenföringsdata kan automatiska nivågivare med inbyggd datalogger installeras. Givarna monteras på armeringsjärn som drivs ned i dammbottnarna eller fästs på själva dammkroppen. För de områden som inte har mätöverfall i utloppet kan nivågivarna monteras strax uppströms en bestämmande sektion. Sedan upprättas en avbördningskurva genom att mäta vattenstånd och vattenföring med lämplig metod (flygel eller saltutspädningsmetoden) vid ett antal

hög-, medel- och lågflödestillfällena. Det kontinuerligt registrerade vattenståndet ger därmed kontinuerlig vattenföring. Avvägning av tryckgivarna mot en lokal fixpunkt (stor sten etc.) görs vid installationen.

4.3.3 Kostnader

Beräkningen är gjord för engångskostnader samt löpande kostnader för en period av två år (Tabell 16). Beräkningarna avser kostnader för moment där IVLs egen personal utför arbetet och att allt arbete (utom vattenföringsmätningar och service) utförs under en sammanhängande period. Datahantering, möten och eventuell utbildning i hantering av utrustning ingår inte i beräkningen.

Tabell 16. Beräkning av kostnader för upprustning av de hydrologiska mätdammarna.

Post	Utrustning/uppgift	Beräkningsgrund	Kostnad
Tid	Rekognoscering, inmätning, rensning Ni7	2 pers x 8 tim x 1000 kr/tim	16 000 kr
Tid	Byggnation av spontdamm/igendämning Ni7	2 pers x 16 tim x 1000 kr/tim	32 000 kr
Övrigt	Boende + resor+ bilkostn+ traktamente	7000 + 3000 + 3000 + 2000 kr	15 000 kr
Utrustning	Spont/reglar/överfall/spik/skruv/verktyg etc.	5000 kr	5000 kr
Tid	Installation av nivågivare	2 pers x 1,5 tim/lokal x 10 lokaler x 1000 kr/tim	30 000 kr
Utrustning	Nivågivare STS DL/N 70	10 st x 9000 kr	90 000 kr
Utrustning	Armeringsjärn/beslag/verktyg	1000 kr	1 000 kr
Tid	Vattenföringsmätningar inkl. service/tömning av nivågivare	2 pers x 2 tim/lokal x 3 lokaler (Ni2, Ni4 och Ni16) x 8 tillfällen	96 000 kr
Övrigt	Boende + resor+ bilkostn+ traktamente	(2000 + 3000 + 1500 + 1000 kr) * 8 tillfällen	60 000 kr
	Summa		345 000 kr

4.4 Etablering av öring i behandlat avrinningsområde

Kalkningsinsatserna har medfört en klar förbättring av vattenkvaliteten i den behandlade Skärsjöbäcken. Särskilt viktigt är att halten av oorganiskt aluminium, som är mycket giftigt för fisk, har minskat avsevärt, både i jämförelse med tiden före kalkning och med referensbäcken. Härigenom har förutsättningar skapats för en framgångsrik öringreproduktion, och det är troligt att fångstresultaten kan förklaras av kalkningen och den därmed förbättrade vattenkvaliteten. Bedömningen kompliceras av att ett smärre vandringshinder (vägtrumma) i bäckens nedre del åtgärdades sensommaren 1999. Innan dess hindrades öring helt eller delvis från att vandra upp från refugierna i Nissan och i bäckens nedersta del. Detta skulle kunna förklara frånvaron av större öring (och årsungar) 1998, och därmed också frånvaron av årsungar 1999. De pH-värden och halter av oorganiskt aluminium som uppmättes innan kalkningen antyder dock att sannolikheten bör ha varit liten för att rom och yngel skulle kunnat överleva, även om öringen kunnat ta sig upp till området för att leka. Allt talar således för att den konstaterade öringreproduktionen i Skärsjöbäcken är en följd av den förbättrade vattenkvalitet som åtgärderna medfört.

Slutsatser

Vattenkemin har mätts i utloppspunkterna till 13 försurningsdrabbade avrinningsområden i Nissadalen för att utvärdera effekten av ett försök med en integrerad kalkningsstrategi. Försöket startade 1997 och utvärderingen har pågått till och med idag. Under 1998 och 1999 behandlades åtta av områdena med kalk och aska på fastmarken. Sex av dem behandlades även på våtmarken i olika doser. Innan behandlingarna var alla områdena starkt sura och alla utom ett också starkt försurade. Ett område, Ni11, hade höga halter sura organiska buffrande ämnen och har därför inte försurats i samma grad som de övriga. I de försurade områden som fick behandling på både våtmark och fastmark syntes en snabb och stark effekt på all försurningsrelaterad vattenkemi, men områdena är ännu försurningspåverkade. I den största behandlade bäcken, Ni2, finns sedan behandlingen ett reproducerande öringsbestånd och bottenfaunaundersökningar har visat på ett förbättrat, om än långt ifrån bra, tillstånd med avseende på surhet. Sedan behandlingarna har även de enbart fastmarksbehandlade områdena och referensområdena uppvisat viss återhämtning från försurningen, som dock ännu inte visat sig i varken surhetstillstånd med avseende på bottenfauna, öringförekomst eller vid försurningsklassificering med MAGIC-biblioteket utom som enstaka bra år. Samtidigt har den största effekten av våtmarksbehandlingarna avtagit i de våtmarksbehandlade områdena och de har börjat återförsuras något. De två enbart fastmarksbehandlade områdena har hittills utvecklats mycket olika, vilket förmodligen beror på skillnader i skogstillstånd. Det ena området, Ni6, har ungskog, avtagande näringsläckage och knappt någon försurningsåterhämtning, medan det andra området, Ni8, har haft en mycket stark trend i försurningsåterhämtning.

Vattenkemin verkar ha förbättrats i enlighet med Skogsstyrelsens motiv för fastmarksbehandling, dock än så länge mest, men troligtvis inte enbart, på grund av våtmarksbehandlingarna och på bekostnad av förändrad flora på vissa behandlade våtmarker.

De hydrologiska mätningarna visade på en kraftigt ökad avrinning från Ni10 efter stormen Gudrun där speciellt utströmningsområdena drabbades hårt av stormskador. Den specifika avrinningen varierade stort mellan områdena. En bidragande orsak till denna variabilitet kan vara att de högt liggande områdena påverkas av djupare grundvattenströmmar som inte når utloppsbäckarna. Osäkerheterna i vattenföringsdata var stora under de sista åren, men dessa problem kan åtgärdas genom upprustning av mätplatserna.

De åtta avrinningsområdena behandlades med en engångsdos yttäckande kalk och aska för snart 15 år sedan. Doserna som användes var inte höga nog att negativt påverka vegetationen i skogsmarken, medan delar av de behandlade våtmarkerna fick negativa effekter (Hjerpe et al 2008). Kalkmängden var samtidigt hög nog att fortfarande 2011 ha stor effekt på bäckarnas vattenkemi. År 2006 hade uppskattningsvis mellan 4,9% och 7,7% av den tillförda kalken transporterats ut från fast- och våtmarksbehandlade områden och 1,1% respektive 3,6% av den tillförda kalken i de enbart fastmarkskalkade områdena. Den tillförda kalken stannar alltså kvar i området länge och förbättringen av vattenkemin har varit stor och tillräcklig för etablering av mer försurningskänslig biota.

En tydlig trend till ökat artantal och ökad individtäthet avseende bottenfaunan efter kalkningen finns i Ni2 (Figur 29 och Figur 30). En minskad försurningspåverkan med avseende på påverkan på bottenfauna kan också konstateras i Ni2, medan ingen sådan trend märks i Ni4 (Figur 31). Den försurningskänsliga gruppen dagsländor har ökat i individantal i Ni2 efter kalkningen, vilket inte skett i Ni4 (Figur 32). De riktigt försurningskänsliga arterna har inte etablerat sig, och surhetsindex har stabiliserat sig på 4 poäng och inte stigit de senaste 6 åren. Vissa indikatorarter som koloniserat efter kalkningen verkar ha försvunnit efter några år. Nya arter tillkommer dock fortfarande i Ni2.

För att studera hur långvariga effekterna kan bli vore det intressant att fortsätta undersökningarna av bottenfauna. Studien ger också ny kunskap om etablering av försurningståliga djur i en instabil miljö, och om de olika krav som arterna inom denna grupp har.

I ett av områdena, Ni7, var förbättringen så stor att området efter behandlingen bedöms som oförsurat enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för försurningspåverkan, medan övriga områden fortfarande är försurade. Sammanfattningsvis tyder resultaten på att kalkningsstrategin som användes i Nissadalen kan användas som ett komplement till traditionell ytvattenkalkning.

Fortsatta mätningar skulle kunna svara på många frågor:

- Hur mycket kommer de våtmarksbehandlade områdena återförsuras? Kommer effekten av fastmarksbehandlingen och den naturliga återhämtningen i de fast- och våtmarksbehandlade områdena att bli tillräckligt stora innan den invandrade mer försurningskänsliga biotan i det behandlade området inte längre kan leva kvar? Hur kommer vattenkemin i Ni7 utvecklas – har det skett en stabil återhämtning från försurning så att även kommande år kommer att bedömas som att området har hög eller god status?
- Hur kommer de enbart fastmarkskalkade områdena utvecklas – kommer Ni6, som har varit närapå utan försurningsåterhämtning och som har ungskog, komma ikapp Ni8, som har sluten skog och nyplanterade områden efter stormen Gudrun? Kommer fler områden få en obefintlig försurningsåterhämtning i likhet med Ni6, i takt med att de nyplanterade skogsbestånden efter stormen Gudrun växer upp? Referensområdet Ni10 är ett sådant starkt stormskadat område som hittills har haft en återhämtning från försurningen.
- Har den naturliga återhämtningen, som var mest markant i början av mätperioden, avstannat i referenserna? Kommer den försurningskänsliga biotan att kunna etablera sig i referensområdena inom överskådlig tid, trots att den inte får hjälp av den period av mycket högre pH-värden och lägre halter oorganiskt aluminium som kalkningen ger? Hur surt är tillståndet i den största referensbäcken Ni4? Beror bristen på öring i denna bäck på försurningen eller på andra faktorer?
- Hur har den tillförda kalken rört sig i markhorisonten? Kan man se ökad basmättnadsgrad på fastmark i de behandlade områdena jämfört med referenserna?

Dessutom kan man använda området, med sin stora datasamling, till att svara på andra frågor: Vad beror ammoniumutlakningsepisoderna på? Hänger de ihop med nitratutlakningsepisoder? Är kvicksilverutlakningen fortfarande förhöjd efter stormar, avverkningar och körskador, eller har den sjunkit till normalvärden för opåverkad skogsmark?

Litteratur/källförteckning

- Abrahamsson, I. 2001. Effekter av kalkning i utströmningsområden med kalkkross 0 - 3 mm. Skogsstyrelsen Rapport 2001:5
- Andersson, F., Hallbäcken, L., & Popovic, B. 1996. Liming and tree growth. In H. Staaf, T. Persson, & U. Bertills (Eds.), *Forest liming* (pp. 122–134). Stockholm, Sweden: The Swedish Environmental Protection Agency.
- Archfield, S., Vogel, R., Steeves, P., Brandt, S., Weiskel, P. and Garabedian, S. 2010. *The Massachusetts Sustainable-Yield Estimator: A Decision-Support Tool to Assess Water Availability at Ungaged Sites in Massachusetts*, Scientific Investigations Report 2009-5227, U.S. Geological Survey, Reston, VA, 41 s.
- Berggren, H., 2001. NISSADALEN. Försök med kalkning och vitilering av hela avrinningsområden. Ett EU-projekt. LIMNOVISION. Film
- Carpenter, S.R., Frost, T.M., Heisey, D., Kratz, T.K. 1989. Randomized Intervention Analysis and the Interpretation of Whole-Ecosystem Experiments. *Ecology*, Vol. 70, No. 4 (Aug., 1989), pp. 1142-1152
- Cirno, C.P. och Driscoll, C.T. 1996. The impacts of a watershed CaCO₃ treatment in stream and wetland biogeochemistry in the Adirondack Mountains. *Biogeochemistry*, 31, 265–297.
- Degerman, E., Fernholm, B. och P-E Lingdell. 1994. Bottenfauna och fisk i sjöar och vattendrag. Utbredning i Sverige. Naturvårdsverket rapport 4345. 201 sidor.
- Erlandsson, Å. och Andersson, S. 2005. Rapport från storminventering av stormdrabbade avrinningsområden inom Skogsstyrelsens effekttuppföljningsprogram. Skogsstyrelsen Halmstad. Intern arbetsrapport.
- Fennessey, N. M. 1994. *A Hydro-Climatological Model of Daily Streamflow for the Northeast United States*, PhD Dissertation, Tufts University, Medford, MA, November 1994, 269 s.
- Fölster, J. (2007). Förslag till bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag. Rapport 2007:9. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala. 29 sid.
- Havs- och Vattenmyndigheten, 2012. Elfiskeregistret, <https://fivbi.havochvatten.se/analytics/saw.dll?PortalPages>
- Hjerpe, K., Olsson, P., Eriksson, H. 2008. Skogsmarkskalkning. Skogsstyrelsen Rapport 15-2008.
- Holmström, C. 2006. Bottenfaunan i två bäckar inom Nissans avrinningsområde hösten 2006. Ekologgruppen.
- IVL, 2011. www.ivl.se/magicbibliotek
- Johansson, M.-B., Nilsson, T., & Olsson, M. 1999. Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering. Skogsstyrelsen, Rapport 1999:1.

- Jowett, I. G. och Duncan, M. J. 1990. Flow variability in New Zealand rivers and its relationship to in-stream habitat and biota, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24:3, 305-317
- Karlsson, P. E., Zetterberg, T., Hellsten, S. och Munthe, J. 2007. Kvicksilverutlakning från växande, avverkad och stormskadad skog. IVL rapport B1767
- Larsson, P.-E., Westling, O., Abrahamsson, I. 2003. En integrerad strategi för kalkning och askgödsling i avrinningsområden - Vattenkemiska effekter av markbehandlingar. IVL rapport B1435
- Löfgren, S., Zetterberg, T., Larsson, P.-E., Cory, N., Klarqvist, M., Kronnäs, V. & Lång, L.-O. 2008a. Skogsmarkskalkningens effekter på kemin i mark, grundvatten och ytvatten i SKOKAL-områdena 16 år efter behandling. Skogsstyrelsen Rapport 16-2008.
- Löfgren, S., Zetterberg, T., Hellsten, S. och Nisell, J. 2008b. Aluminiumhalter i skogsbäckar och variationen med avrinningsområdenas egenskaper. Skogsstyrelsens Rapport 12, 2008
- Naturvårdsverket, 2007. Bilaga A till handbok 2007:4 Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. ISBN 978-91-620-0148-3, ISSN 1650-2361
- Naturvårdsverket, 2010. Handbok för kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2010:2. ISBN 978-91-620-0165-0.pdf, ISSN 1650-2361
- Mohamoud, Y. M. 2008. Prediction of daily flow duration curves and streamflow for ungauged catchments using regional flow duration curves, *Hydrological Sciences Journal*, 53, 706-724.
- Moldan, F., Hultberg, H., Nyström, U. och Wright, R. 1995. Nitrogen saturation at Gårdsjön, southwest Sweden, induced by experimental addition of ammonium nitrate. *Forest Ecology and Management* 71, s 89-97
- Munthe, J., Hellsten, S., Zetterberg, T. 2007. Mobilisation of mercury and methylmercury from forest soils after a severe storm-fell event. *Ambio* 36, No. 1, February 2007: 111-113.
- Pröjts, J. 2010. Bottenfaunan i två bäckar inom Nissans avrinningsområde hösten 2010. Ekologgruppen
- Seibert, J. och Beven, K. J. 2009. Gauging the ungauged basin: how many discharge measurements are needed? *Hydrology and Earth System Sciences*, 13 (6), 883-892.
- Skogsstyrelsen. 2001. Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken. Skogsstyrelsen Meddelande 2001:4
- SMHI, 2011. Vattenweb: <http://vattenweb.smhi.se/>
- Straub, T. D., Over, T. M. 2010. Pier and contraction scour prediction in cohesive soils at selected bridges in Illinois. Research Report ICT-10-074, U.S. Geological Survey, Urbana, IL, 119 s.
- Westling, O., Zetterberg, T. 2007. Recovery of Acidified Streams in Forests Treated by Total Catchment Liming. *WASP Focus* (2007) 7:347-356.
- Wickström, H., Eriksson, H., Berggren, H., Westling, O., Larsson, P.-E., Abrahamsson, I., et al. (2004). Projekt Nissadalen – En integrerad strategi

för kalkning och askspridning i hela avrinningsområden. Rapport 4:2003.
Skogsstyrelsen.

Zetterberg, T. 2008. Långsiktiga effekter på vattenkemi och öringbestånd (*Salmo trutta*) efter ask- och kalkbehandling i hela avrinningsområden. IVL rapport B1753

Bilaga A Spridning av kalk och aska

Karta över helikopterspridningen vintern 1998. Streckade områden var behandlade redan då. Av tabellen på nästa sida framgår spridda doser samt planerade kvarvarande doser per avrinningsområde. Vissa områden inom de behandlade avrinningsområdena behandlades ej eftersom markägarna inte ville det, bland andra det stora kantiga området i Ni2, eller eftersom de inte ansågs lämpliga för behandling, bland andra ett mindre översilningskärr i område Ni7. Doserna som slutligen gavs var för de flesta avrinningsområden högre än i tabellen på nästa sida, enligt de rapporter som skrevs inom Life-projektet, exempelvis Larsson et al (2003) och som också redovisas i tabell 1 i denna rapport.



95-02-02

Spridningsgivor i området kring Nissadalen

	Behandlat med aska/kalk		Återstår att behandla	
	Giva i ton	Areal	Giva i ton	Areal
Område 1	343,6		67,52	
Område 2	692		178,8	
5 Ref område 6	14,4		0	
Område 7	102		63	
Område 8	4,38		25,86	
Område 9	0		38,38	
10 Ref Område 11	0		75,96	
12 Ref Område 13	0		168,6	
Område 14	0		70,92	
	1156,38	193 ha	689,04	114 ha

Kvar att behandla i kärnområdet 959 ton varav 270 ton kalk (förhöjd giva).

Spridningsarealen där markägaren betalar en intressent andel är 96 ha.

Bilaga B Analyismetoder bäckvatten

Parameter	Analysmetod
pH	SS 02 81 22, utg. 2
Alkalinitet	SS-EN ISO 9963, del 2, utg. 1, mod
Konduktivitet	SS EN 27 888, utg. 1
NO ₃ -N	SS EN-ISO 10 304-1
NH ₄ -N	SS EN ISO 11732 mod.
Kjeldahl-kväve	SS-EN 25 663, utg. 1, mod.
TOC	SS-EN 1484, utg 1
Ca ²⁺	SS-EN ISO 14 911
Mg ²⁺	SS-EN ISO 14 911
Na ⁺	SS-EN ISO 14 911
K ⁺	SS-EN ISO 14 911
Mn ²⁺	SS-EN ISO 14 911
Fe ⁿ⁺	SS-EN ISO 11885, utg 1
Al-tot	SS-EN ISO 11885, utg 1
Al-org	Jonbyte enligt Driscoll (1984). Aluminiumfraktionering enligt SLU:s egen metod 2006-06-01 samt analys med ICP-AES, jonbyte.
P-tot	Från och med 2007-01-01: SS-EN ISO 6878:2005, mod för Bran Luebbe, Metod No: G-175-96 för AAIII. Tidigare SS 02 81 27-2, mod för AAIII.
Färg	SS-EN ISO 7887, utg. 1, del. 3 och del 4, mod.
SO ₄ -S	SS-EN ISO 10 304-1
Cl ⁻	SS-EN ISO 10 304-1

Bilaga C Mann-Kendall

Mann-Kendall är en icke-parametrisk metod för att signifikant påvisa linjära monotona trender (Mann, 1945). Monoton betyder att trenden inte har något trendbrott. Linjär trend är en trend som ökar eller minskar lika mycket varje tidsenhet, tex varje år. Icke-parametrisk betyder att metoden jämför relativa förhållanden och inte bryr sig om hur stora skillnader det är mellan mätvärdena. Förenklat kan man säga att metoden jämför alla värden parvis och summerar hur ofta det senare värdet är större respektive mindre än det tidigare värdet. Detta gör att eventuella outliers inte kommer att påverka resultatet. Metoden klarar även värden under detektionsgränsen, åtminstone så länge detektionsgränsen är samma i hela tidsserien. Saknade värden är inte heller något problem. Allt detta gör att man kallar metoden "robust". Icke-parametriska metoder kräver inte heller att data är normalfördelade. Mann-Kendall är i allmänhet mindre känslig än vanlig linjär regression, vilket innebär att det kan vara lite svårare att få statistisk signifikans för trend. Mann-Kendall kan användas på så små dataset som fyra värden (Gilbert, 1987).

I samband med att man räknar Mann-Kendall statistik brukar man räkna ut något som heter "Sens slope" (Sen, 1968). Sens slope är en uppskattning av trendlinjens lutning, och räknas ut genom att ta medianen av lutningarna mellan alla par av data i tidsserien. Beräkningen är nära släkt med Mann-Kendall, men utförs helt oberoende av Mann-Kendall. Sens slope ger ibland en underskattning av trendens lutning. Det är till och med fullt möjligt att få en signifikant trend och samtidigt "Sens slope" = 0. Detta kan inträffa då det finns många exakt likadana värden i tidsserien, tex många värden under detektionsgränsen och beror på att Sens slope är en medianberäkning.

Seasonal Kendall

Mann-Kendall ska inte användas på data med säsongsvariation, då ska Seasonal Kendall användas. Seasonal Kendall är en vidareutveckling av Mann-Kendall metoden. Mann-Kendall trend statistik räknas ut på varje säsong för sig och läggs sedan ihop till ett gemensamt trendvärde för alla säsonger (Hirsch och Slack, 1984). På motsvarande sätt kan en Seasonal Kendall slope räknas ut (Hirsch och Slack, 1982). Om datasetet har 12 säsonger så kan Seasonal Kendall användas om det finns åtminstone 3 års data (Gilbert, 1987).

Autokorrelation

När man räknar på data med säsongsvariation så är autokorrelation ett vanligt problem. Autokorrelation (även kallat seriell korrelation) innebär att ett mätvärde är beroende av något eller några av föregående mätvärden, till exempel att sannolikheten att ett mätvärde är högt ökar om föregående mätvärde är högt. När autokorrelation finns så tenderar p-värdena att bli för små och man kan få en signifikant trend trots att en sådan inte finns (Helsel, Mueller och Slack, 2006). Det är svårt att påvisa autokorrelation på dataserier kortare än 10 år. För Seasonal Kendall föreslår därför Hirsch och Slack (1984) att man på data längre än 10 år använder ett p-värde som är justerat för autokorrelation.

Statistiskt verktyg

Beräkningarna av Mann-Kendall, Sens slope, Seasonal Kendall och Seasonal Kendall slope har gjorts med DOS-programmet kendall.exe som utan kostnad tillhandahålls av U.S. Geological Survey (<http://pubs.usgs.gov/sir/2005/5275/downloads/>). Originalkoden för att räkna Seasonal Kendall är gjord av James R. Slack på U.S. Geological Survey och finns implementerad i kendall.exe (Helsel, Mueller och Slack, 2006). Kendall.exe accepterar bara en lokal och en parameter i taget och blir därför tidsödande att använda för dataset med många lokaler och

parametrar. För att komma runt detta har IVL utvecklat ett Excelbaserat program som kan kommunicera med Kendall.exe.

Referenser

Mann, H.B., 1945, Non-parametric tests against trend: *Econo-metrica* v. 13, p. 245–259.

Gilbert, R.O. (1987). *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. Van Nostrand Rienhold Company, Inc., New York.

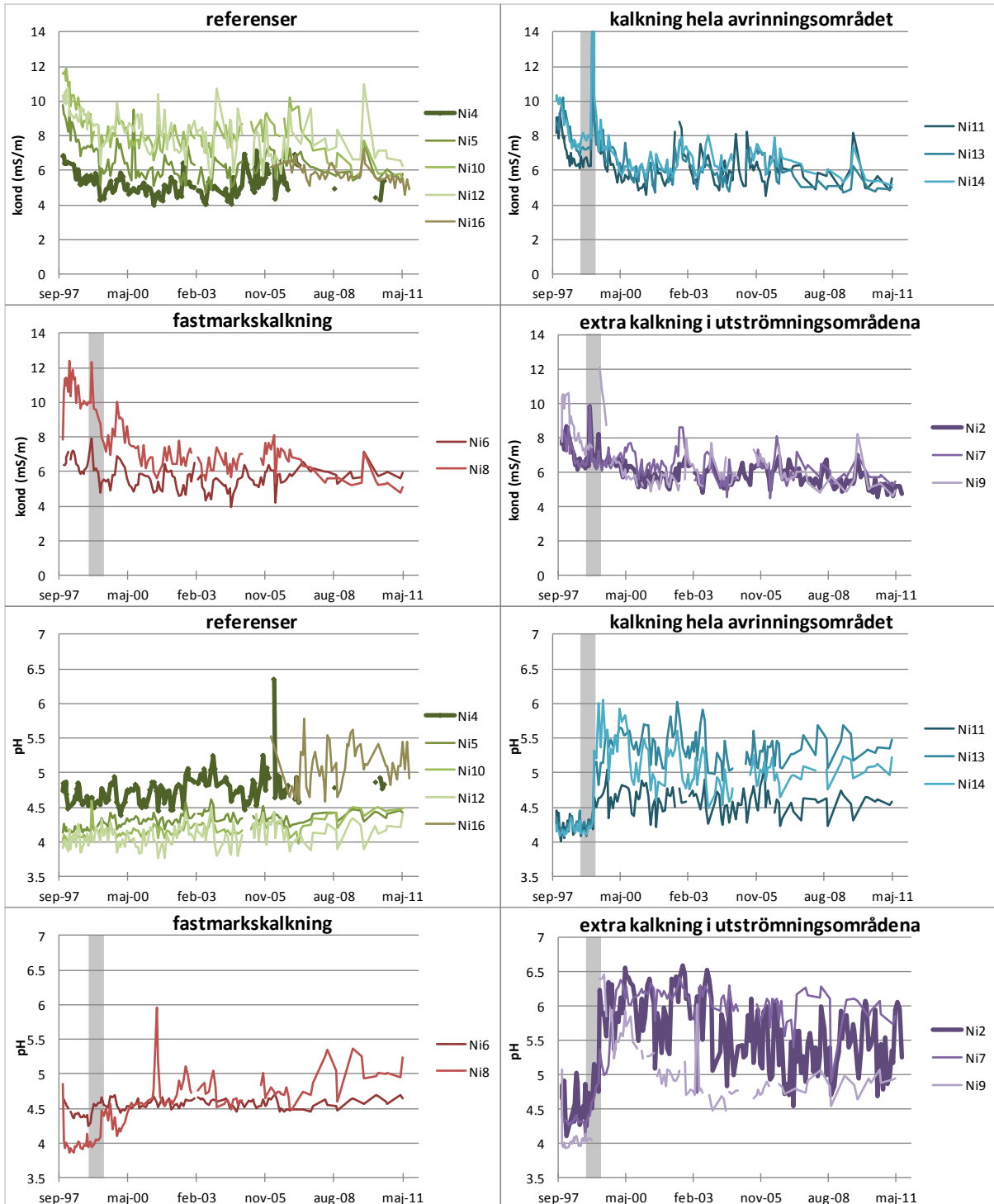
Helsel, D.R., Mueller, D.K., and Slack, J.R., 2006, Computer program for the Kendall family of trend tests: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005–5275, 4 p.

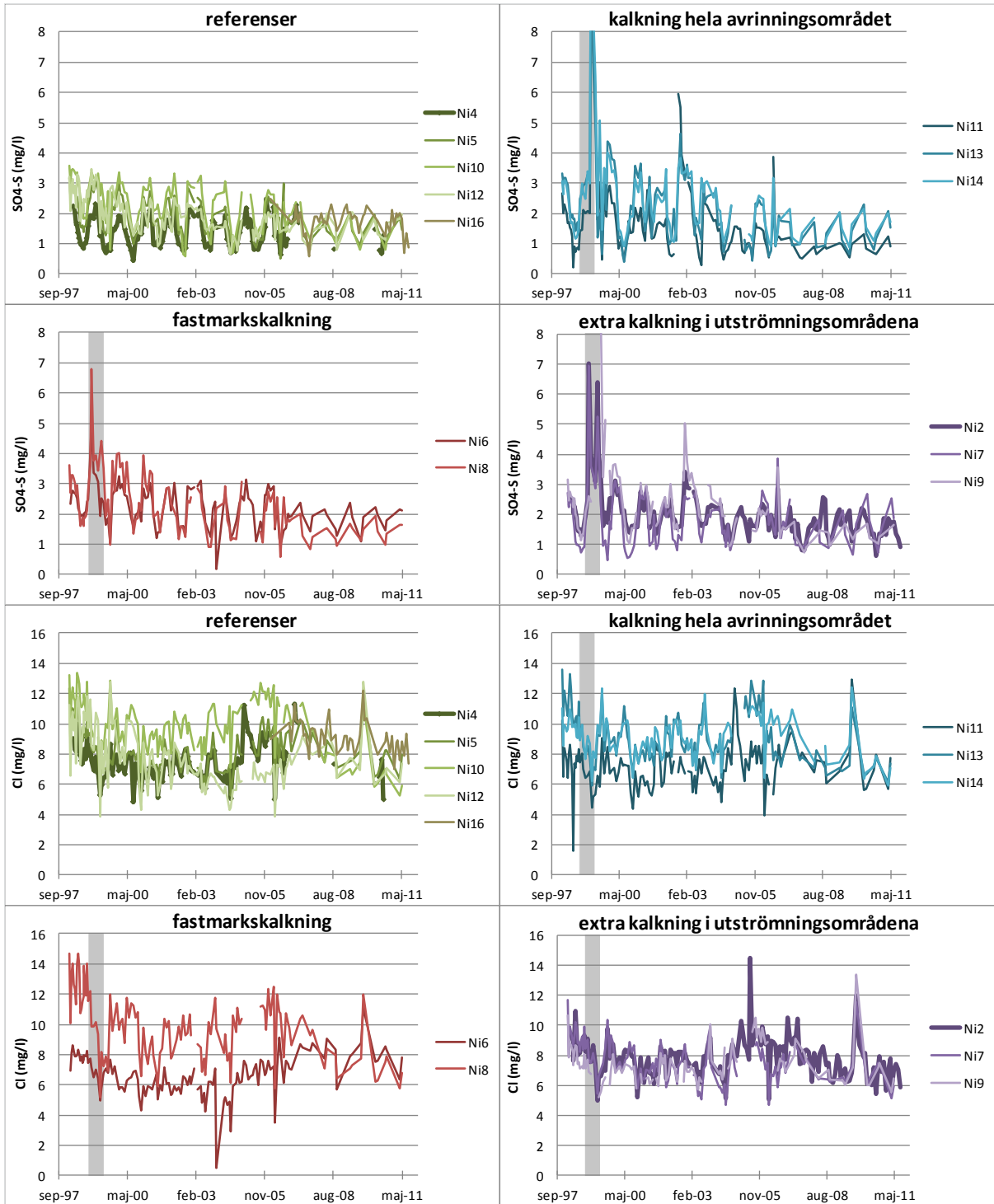
Hirsch, R. M. & Slack, J. R.: 1984, A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence, *Water Resour. Res.*, 20, 727-732.

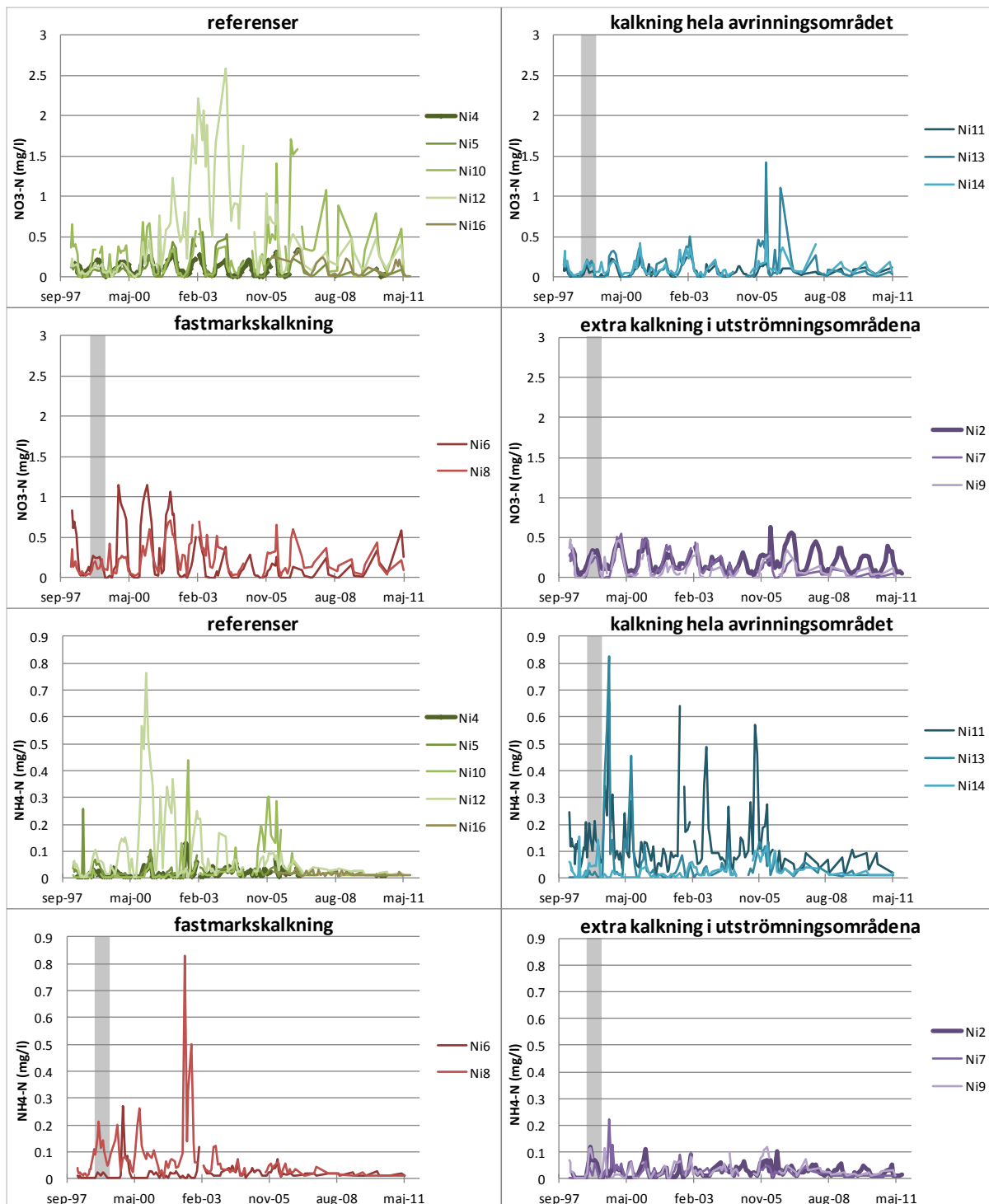
Hirsch, R. M., Slack, J. R. & Smith, R. A. 1982, Techniques of trend analysis for monthly water quality data, *Water Resour. Res.*, 18, 107-121.

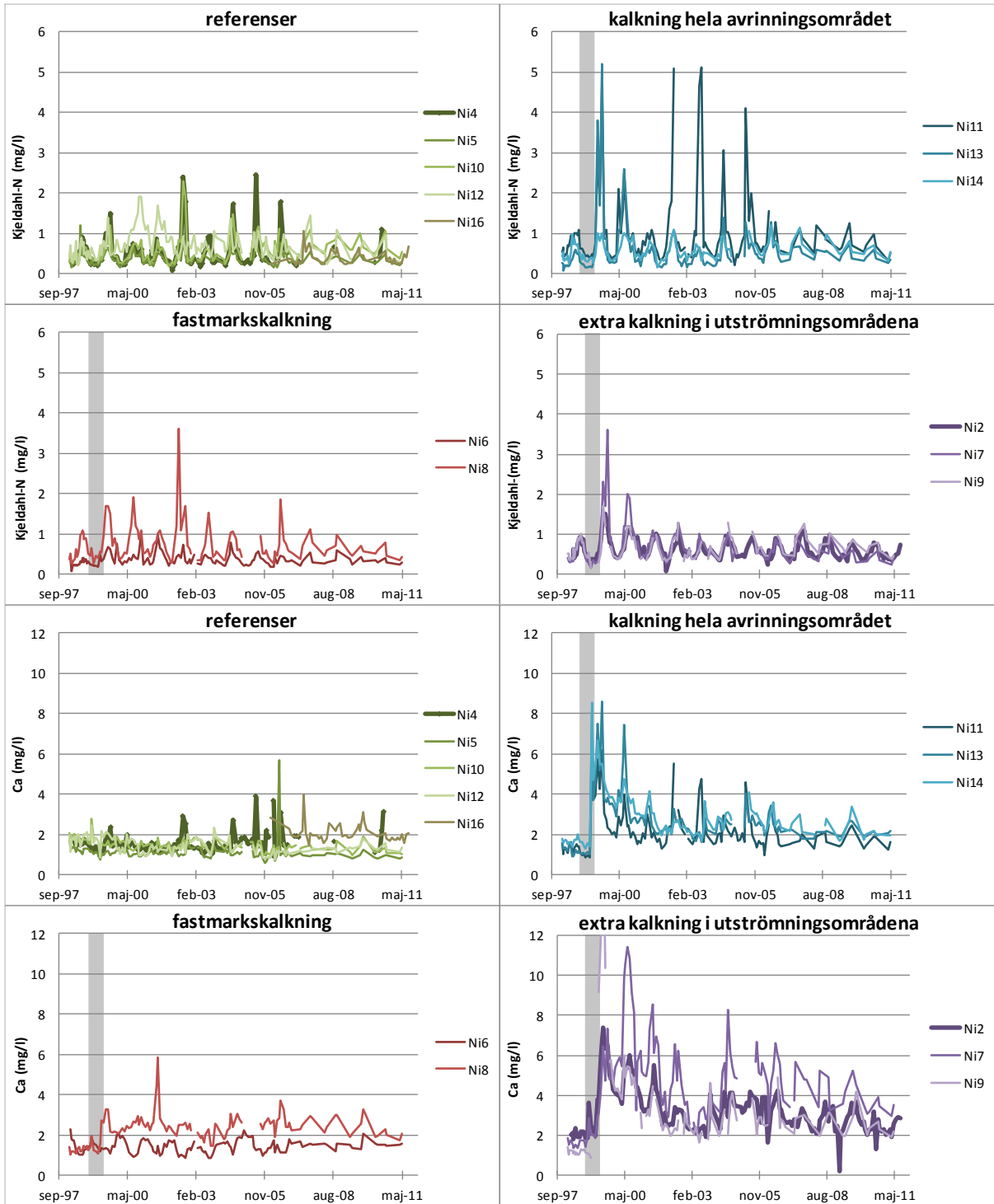
Sen, S.T.K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*.63:1379-1389

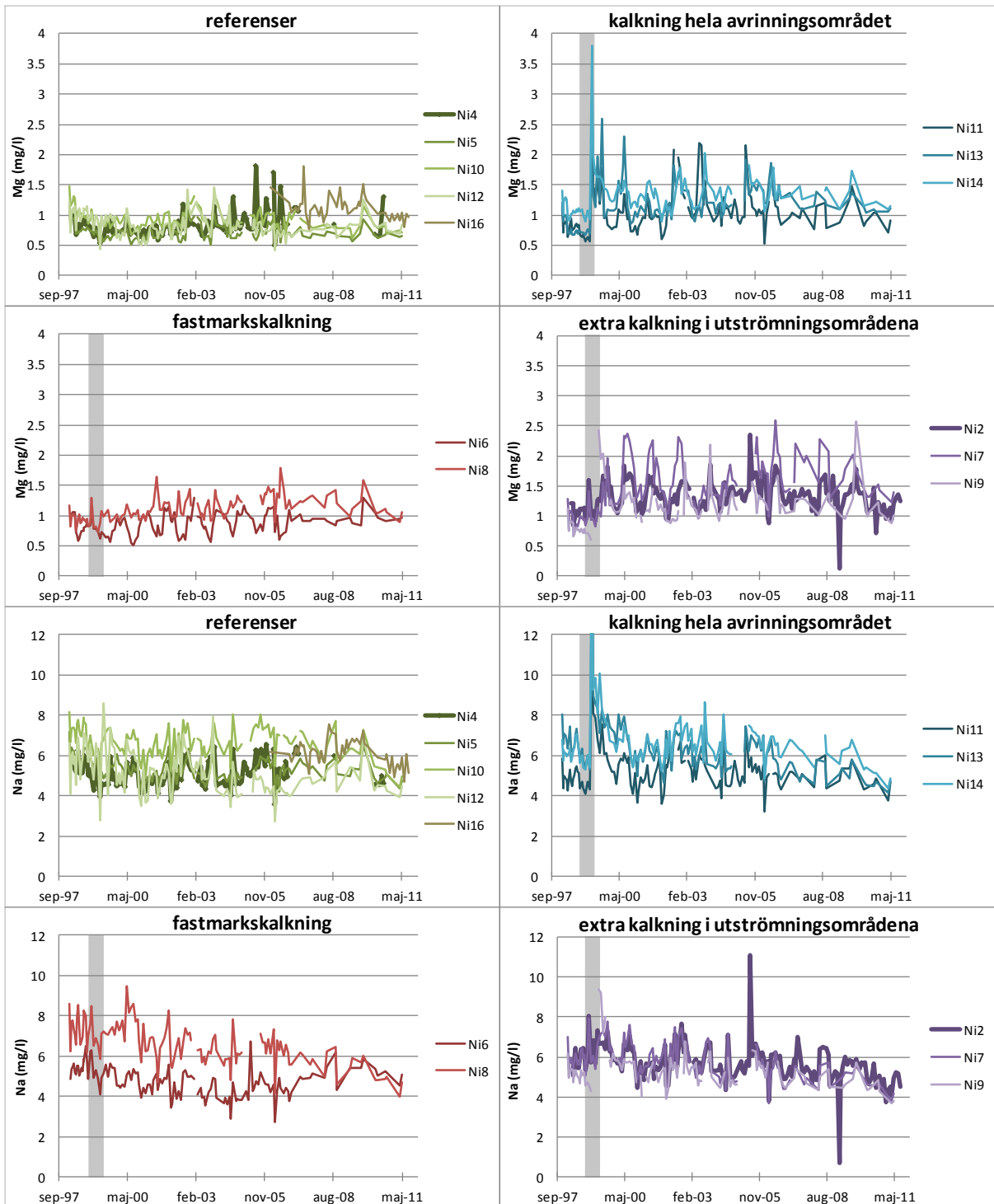
Bilaga D Tidsserier av bäckvattenkemi för enskilda områden

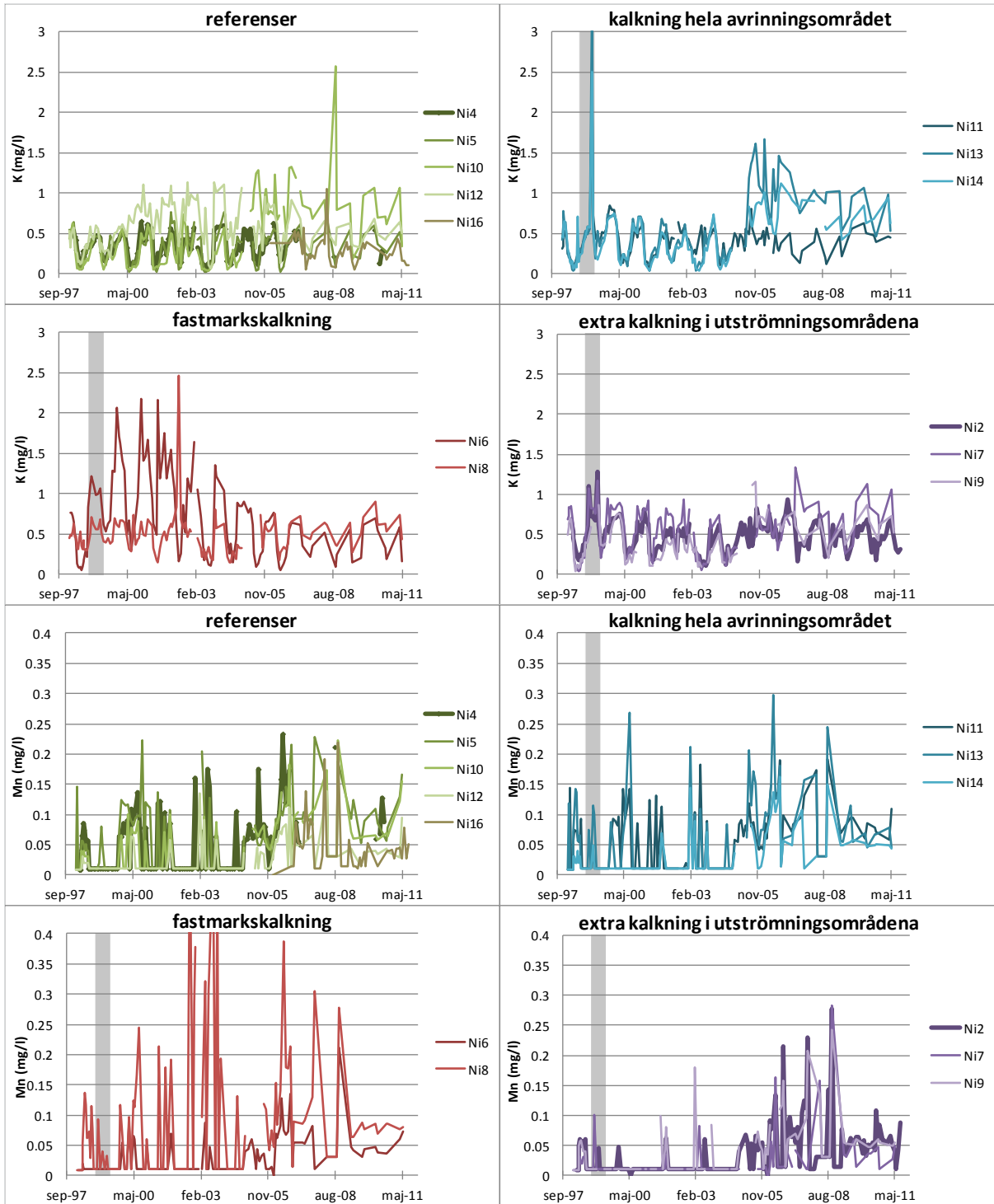


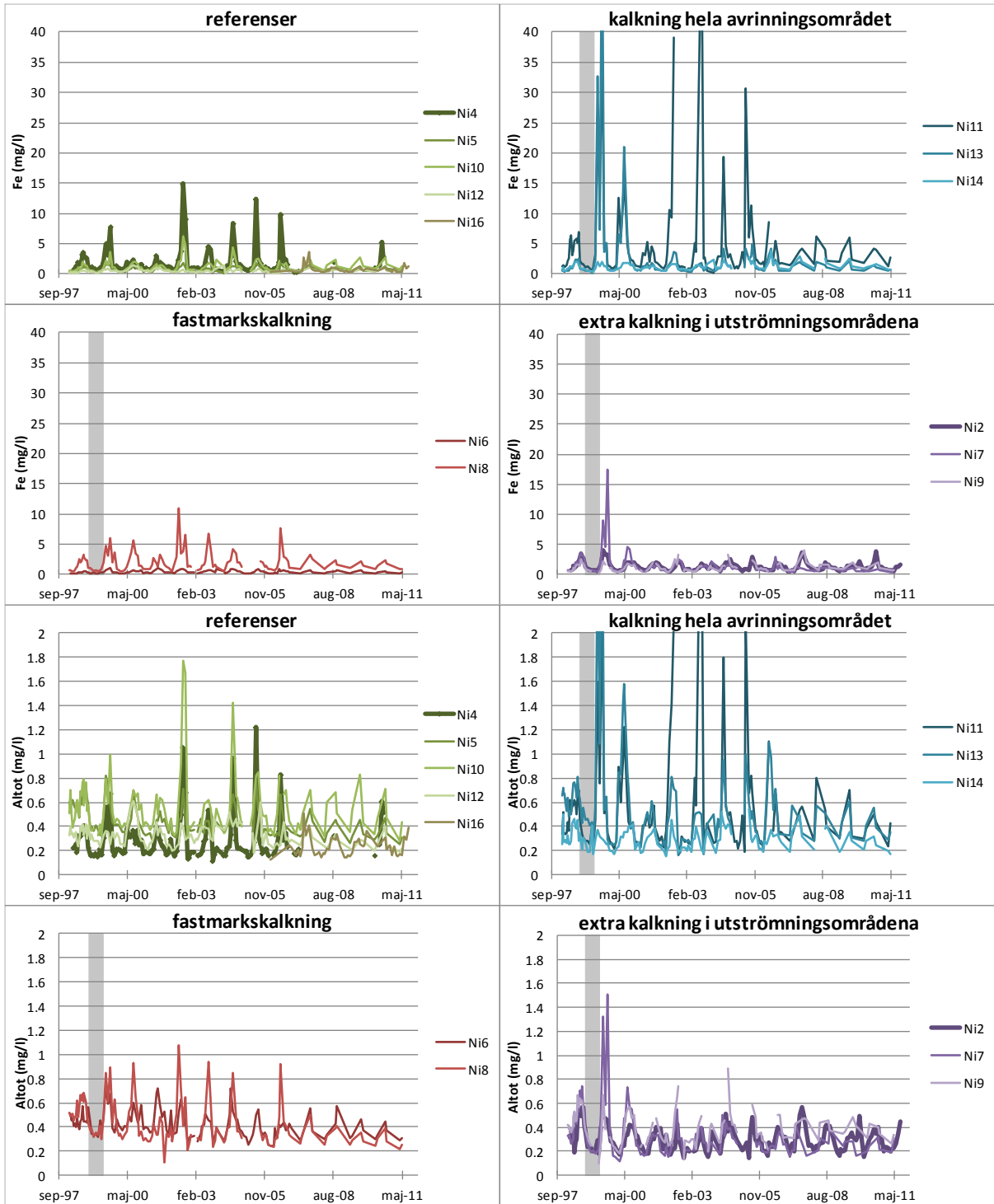


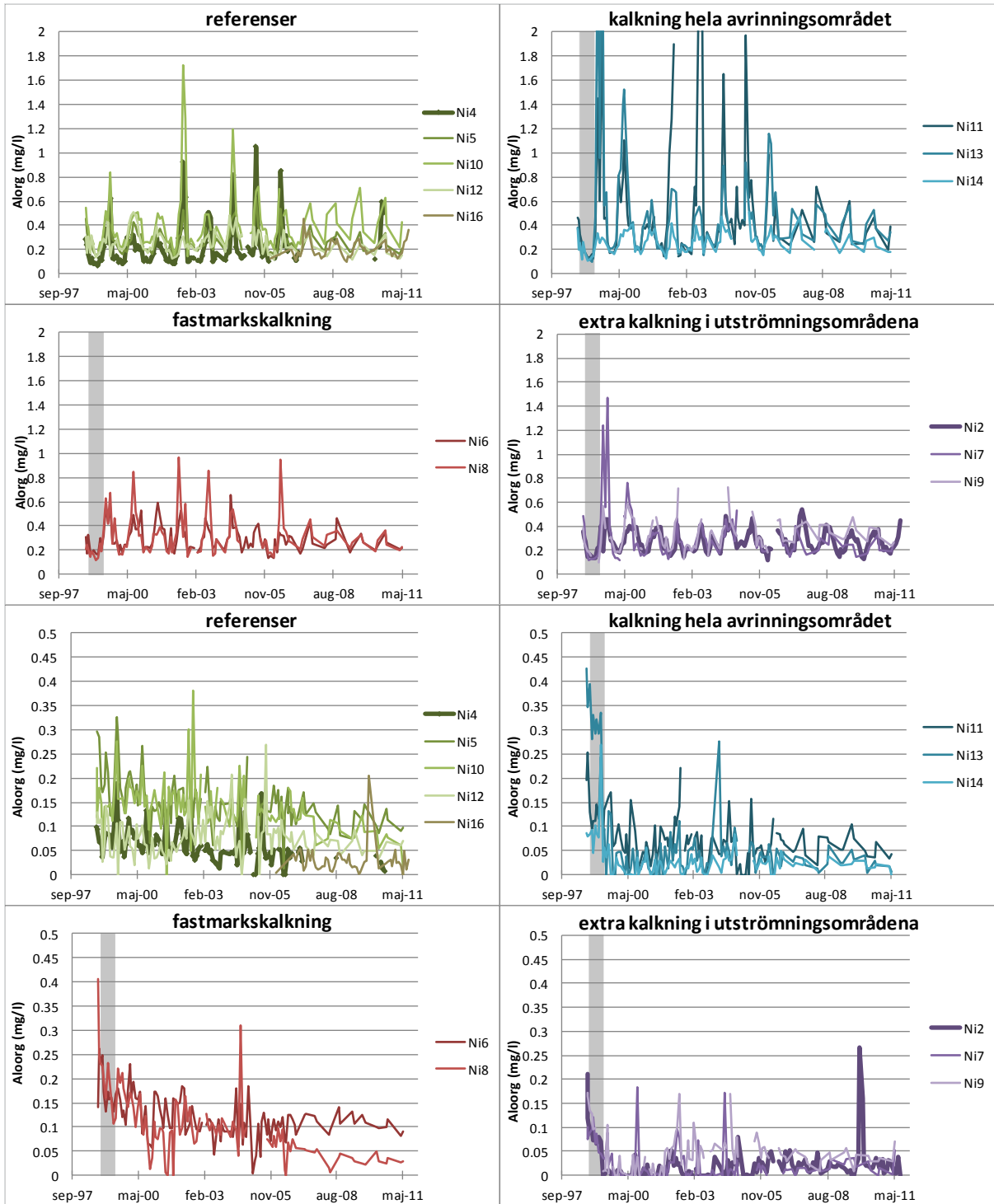


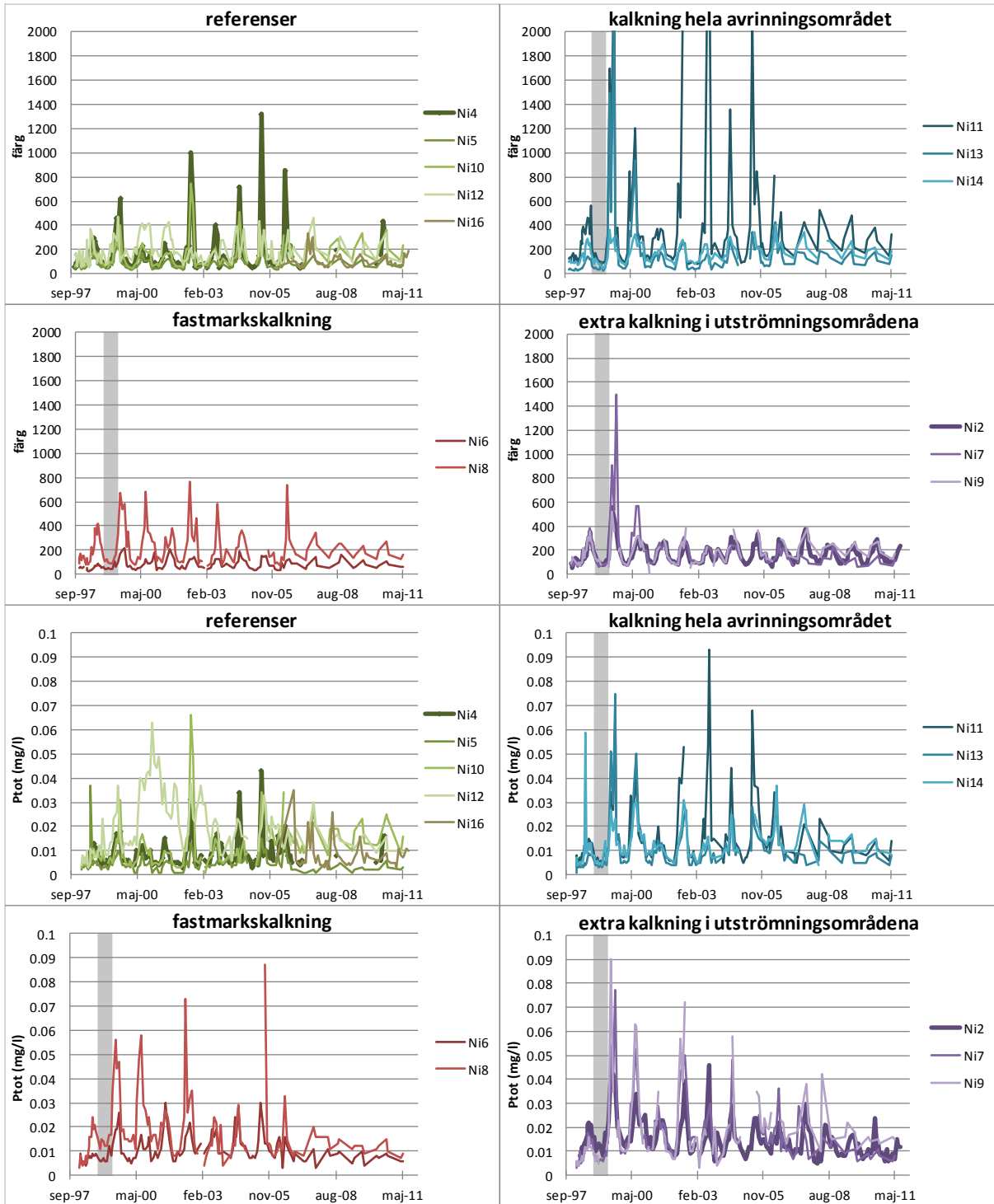


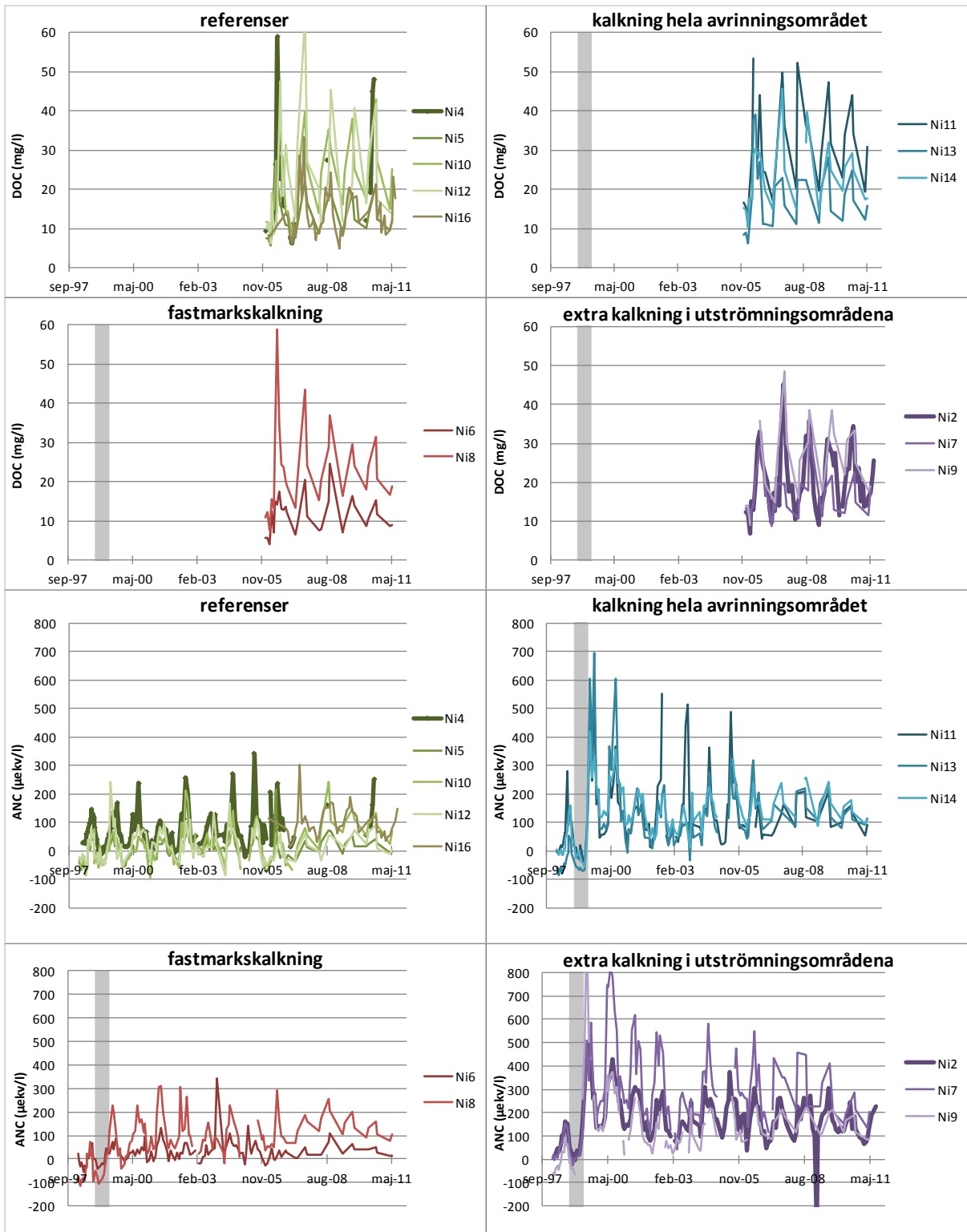


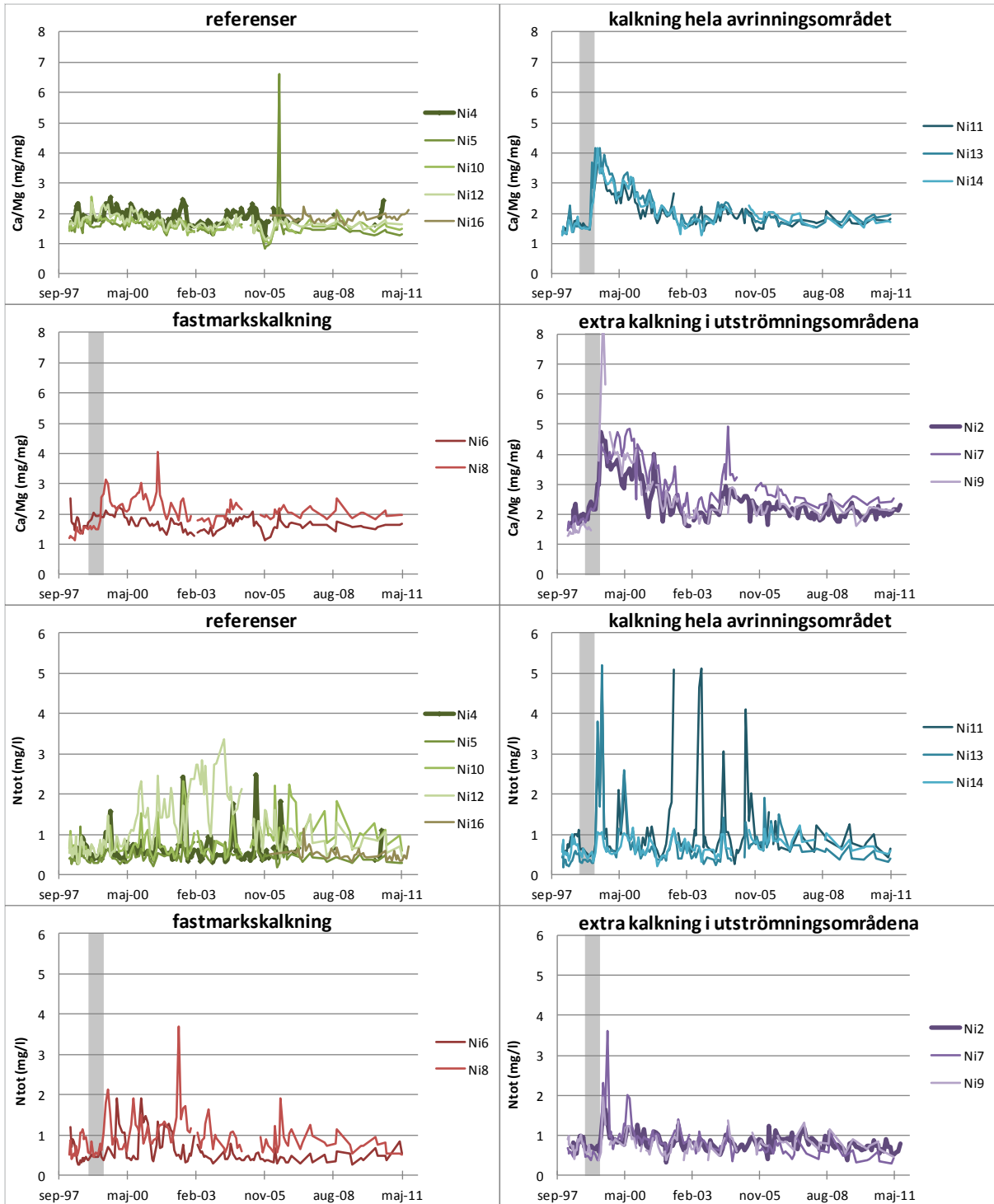


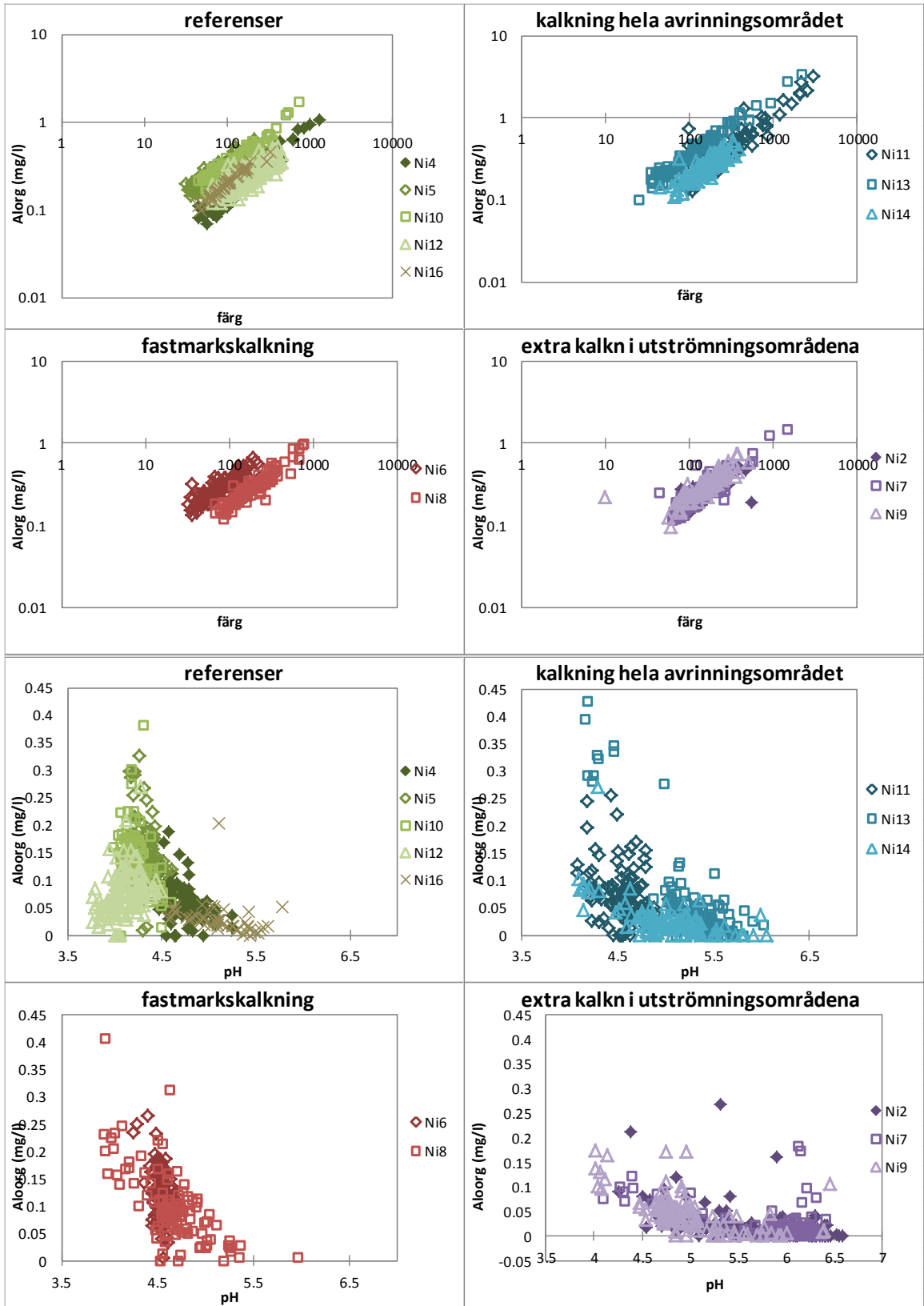




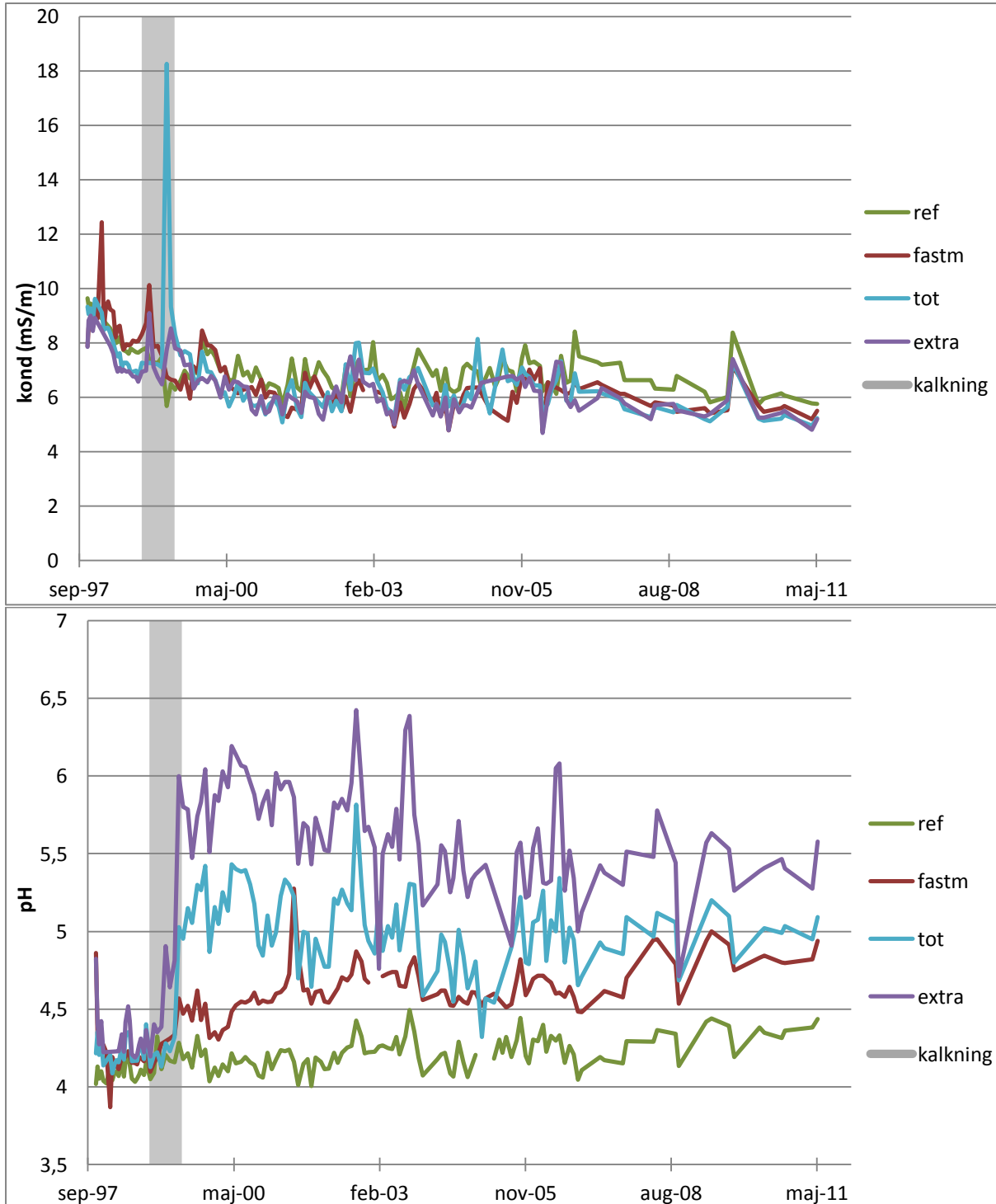


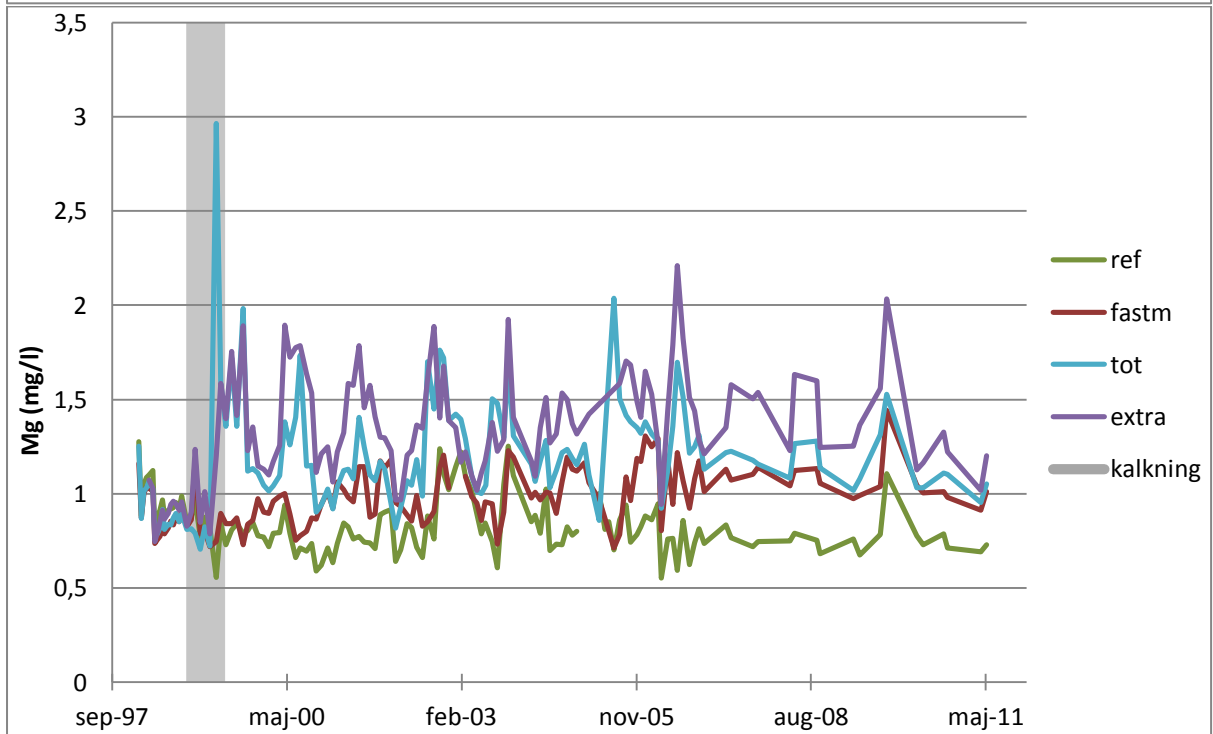
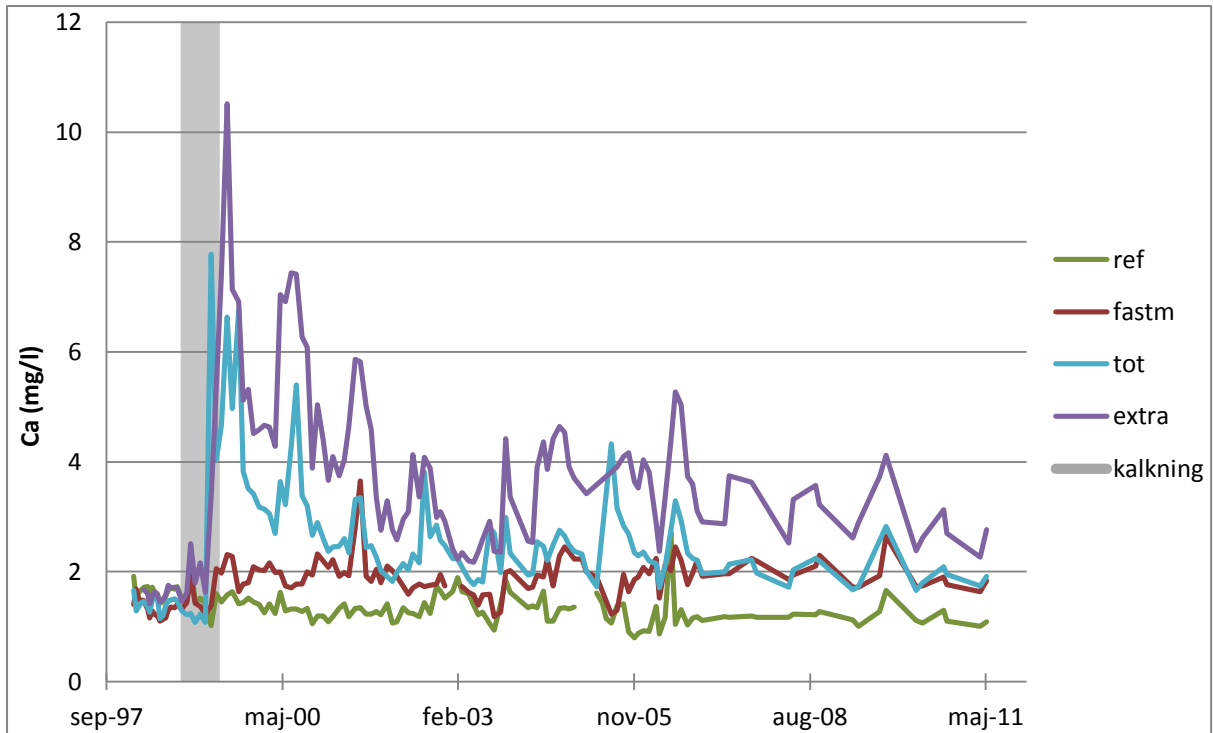


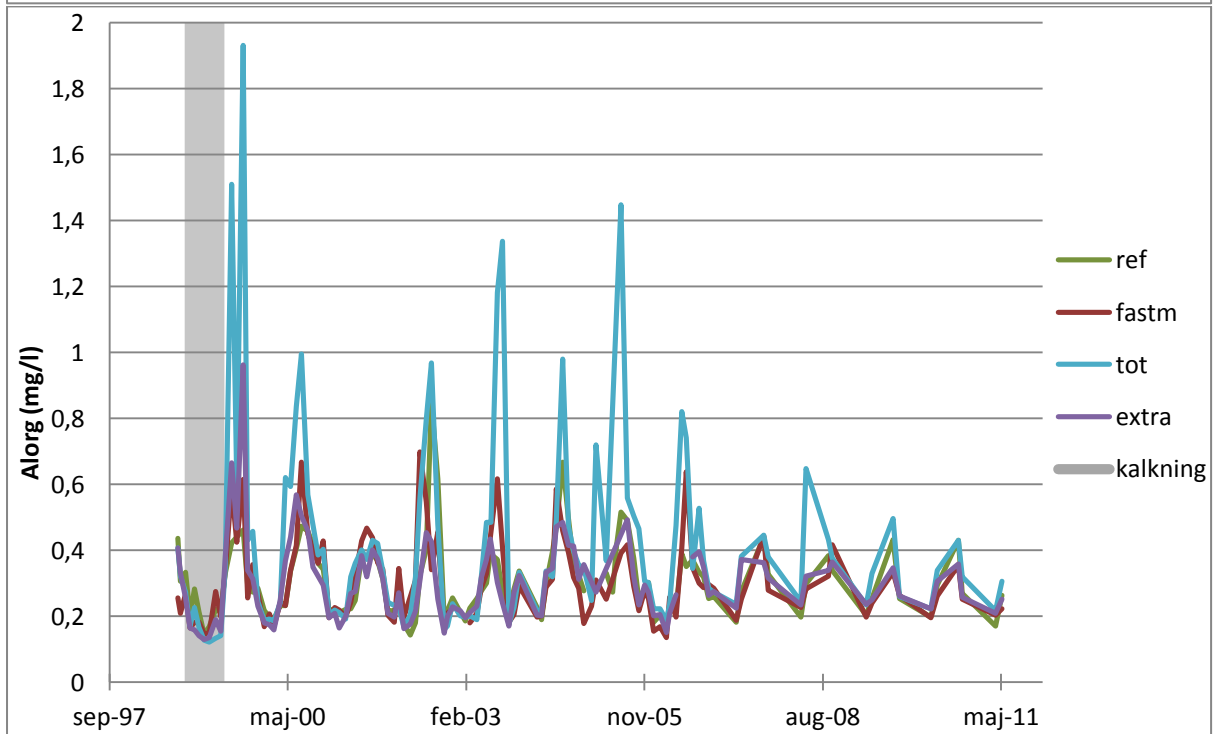
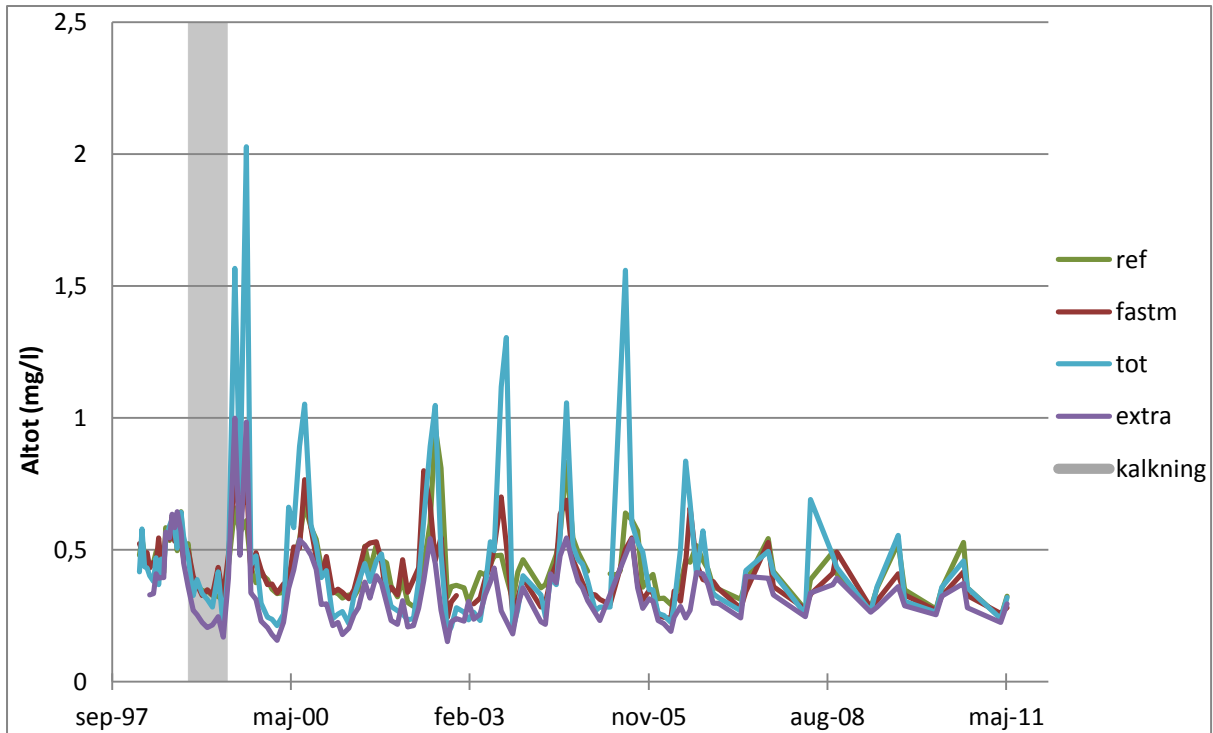


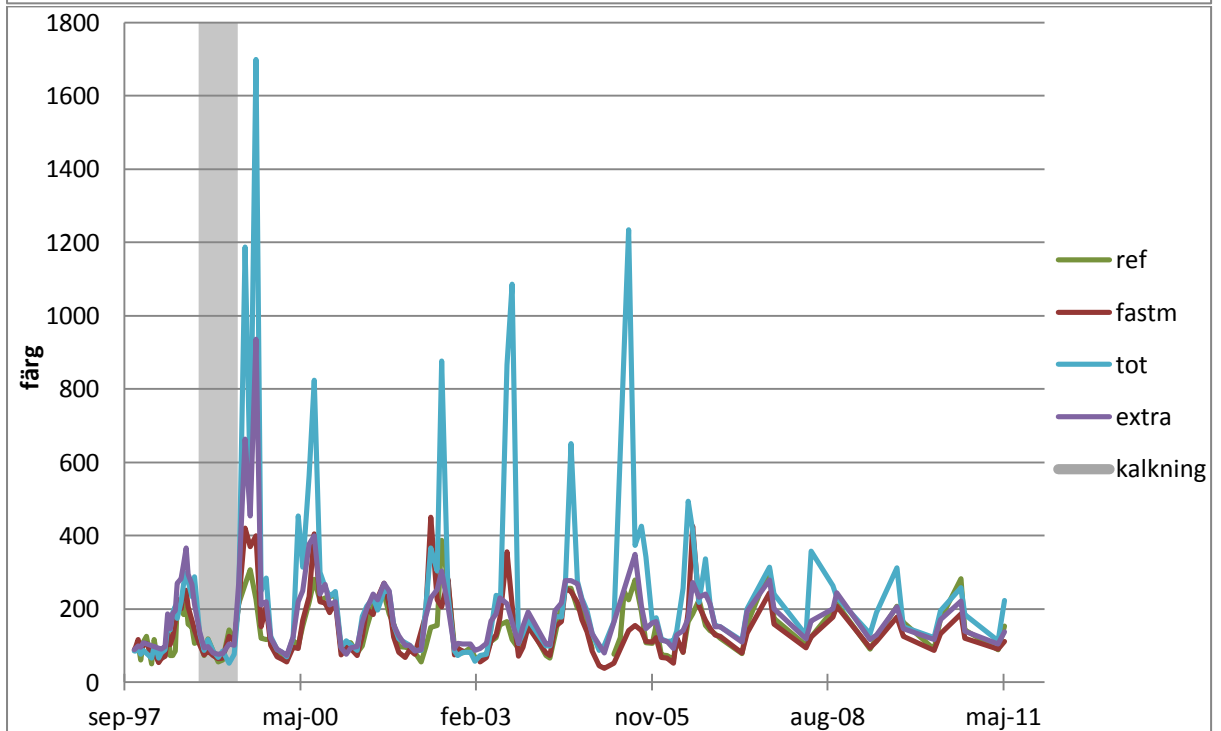
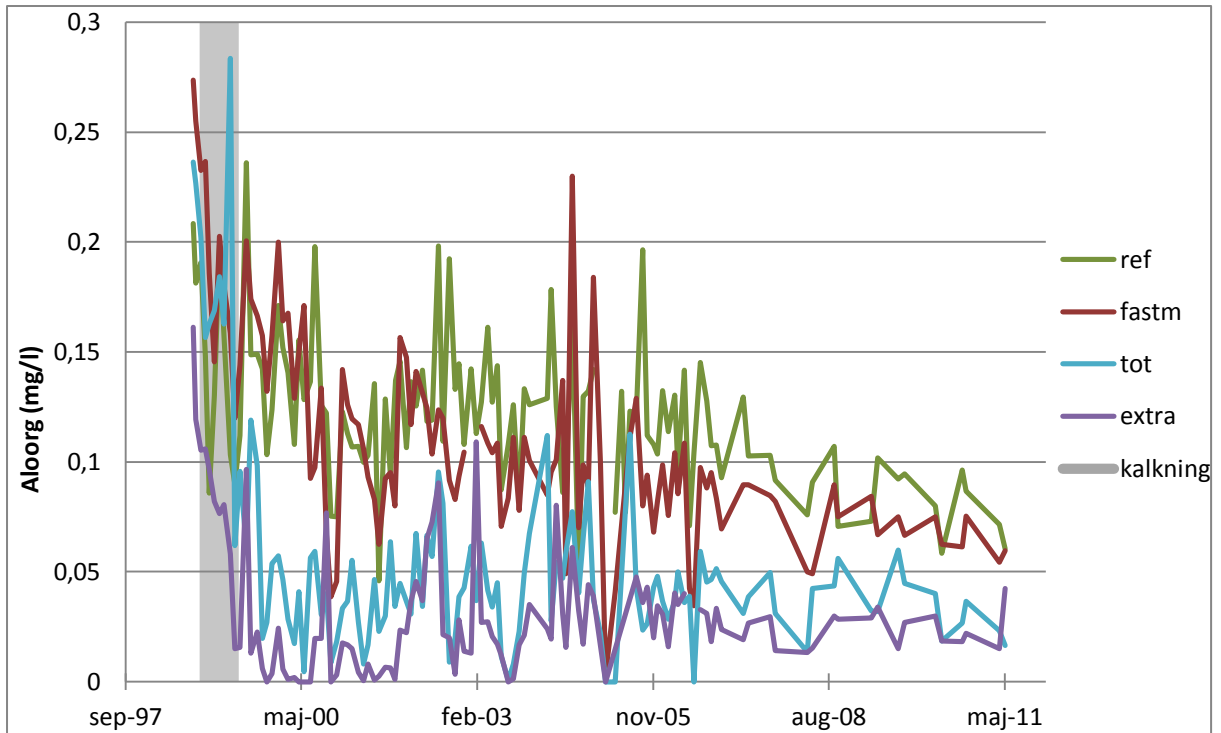


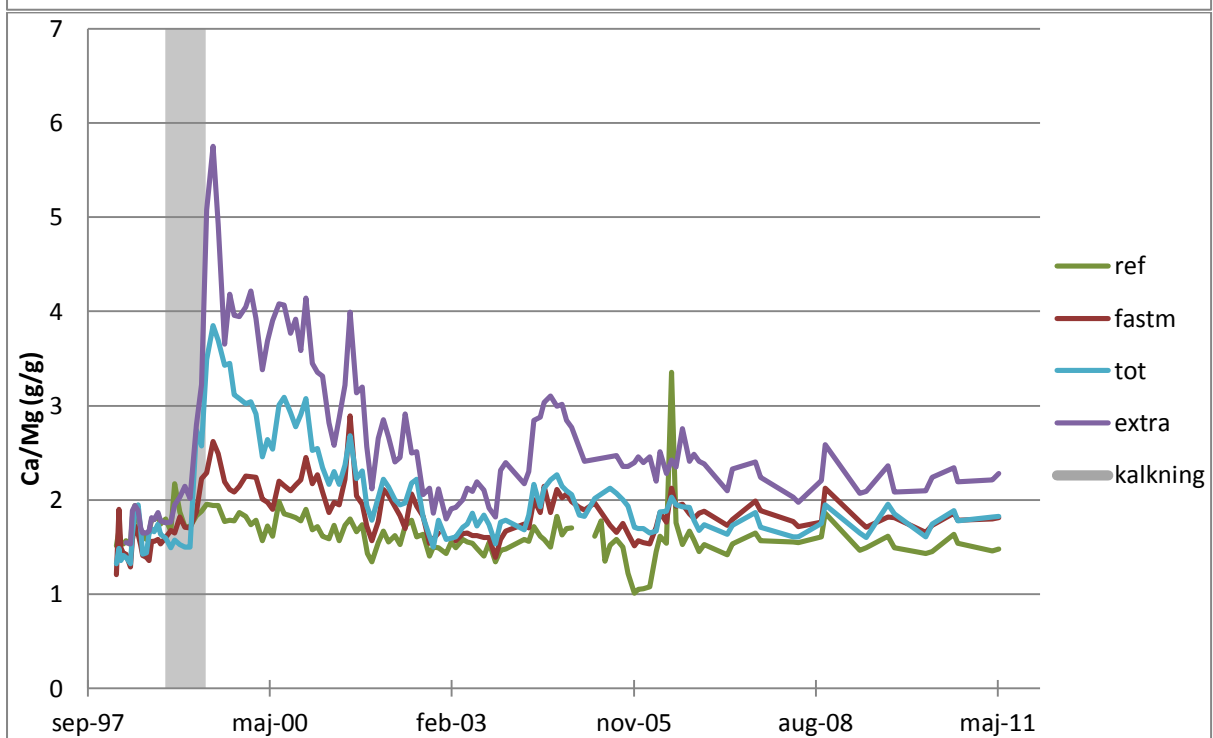
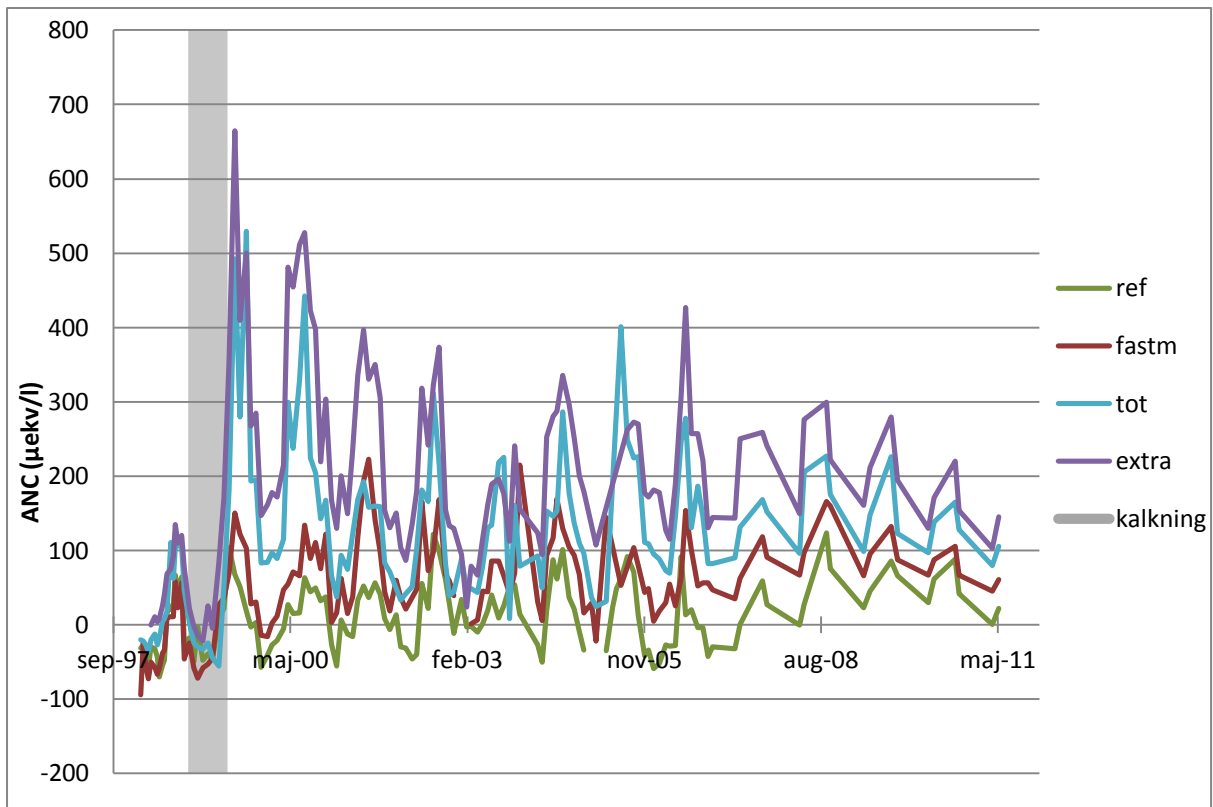
Bilaga E Tidsserier av bäckvattenkemi, medel för behandlingar











Bilaga F Vattenkemi, statistiska tabeller

Resultat från Seasonal-Kendallberäkningar, för alla avrinningsområden och alla parametrar, två olika periodindelningar. I tabell F.1 är beräkningar för hela tidsperioden, från 1997 till 2011. Eftersom Seasonal-Kendall hittar linjära trender, så blir det inga statistiskt signifikanta förändringar för parametrar som förändras drastiskt vid behandlingarna med den tidsperioden. Därför beräknades Seasonal-Kendall även för perioden efter behandlingarna, från 2000 fram till 2011, se tabell F.2. Signifikans visas med symboler:

- *** tår för $p < 0.001$, dvs stark signifikans,
- ** för $0.001 < p < 0.01$, dvs rätt svag signifikans,
- * för $0.01 < p < 0.05$, dvs ännu svagare signifikans och
- för $p > 0.05$, dvs inte någon signifikant förändring alls.

Dessutom visas den procentuella årliga förändringen för trendlinjen, jämfört med trendlinjens värde första året, för att man ska kunna jämföra storleken hos förändringarna mellan parametrar och avrinningsområden.

Alk står för alkalinitet, som bara mäts om $\text{pH} > 5.4$, vilket det oftast inte är i de här små sura skogsbäckarna. Därför finns få värden på signifikans för Alk. kond står för konduktivitet. Ca/Mg är kvoten mellan kalcium och magnesium.

Tabell F.1 Seasonal-Kendall-resultat för hela tidsperioden.

	Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
pH	*, +0%	**, +0%	***, +1%	-	-	**, +2%	-	-	-	-	-	-
Alk	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*, -9%	*, -8%	-
ANC	*, +4%	-	**, +35%	-	-	**, +12%	-	-	-	-	-	-
kond	-	-	-	*, -2%	-	**, -3%	-	**, -3%	**, -2%	**, -2%	***, -2%	*, -2%
SO ₄ -S	-	***, -4%	***, -5%	**, -5%	***, -3%	***, -6%	**, -5%	**, -4%	*, -3%	***, -4%	-	**, -4%
Cl	-	-	-	-	-	*, -2%	-	-	-	-	**, -2%	-
Ca	-	**, -2%	**, -3%	*, -3%	-	-	-	-	-	*, -4%	-	-
Mg	-	-	-	-	*, +2%	**, +3%	-	-	-	-	-	-
Na	-	-	-	**, -3%	-	***, -3%	-	***, -3%	-	**, -1%	***, -3%	**, -1%
K	-	-	**, +14%	-	*, -8%	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ -N	-	-	*, +6%	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ -N	*, +7%	-	*, +10%	-	**, +8%	**, -12%	*, -5%	-	-	-	-	*, +4%
Kjeldahl-N	-	-	**, +4%	-	-	*, -2%	-	-	-	*, -1%	*, -4%	-
Altot	-	**, -2%	-	-	*, -2%	***, -4%	-	-	-	-	*, -3%	-
Alogr	**, +3%	-	*, +2%	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aloorg	**, -8%	**, -5%	***, -5%	-	*, -3%	***, -12%	-	-	-	-	-	-
TOC	-	*, +4%	**, +4%	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Färg	-	-	***, +5%	-	-	-	-	-	*, +2%	-	*, -3%	*, +2%
Ptot	-	-	**, +10%	-	-	-	-	-	-	**, -4%	-	-
Ntot	-	-	**, +5%	-	-	-	-	-	-	*, -1%	**, -6%	-
Mn	*, +9%	*, +9%	*, +41%	**, +0%	**, +0%	-	*, +6%	-	*, +0%	**, +23%	*, +0%	*, +0%
Fe	-	-	***, +3%	-	-	-	-	-	-	-	***, -5%	-
Ca/Mg	-	**, -2%	**, -1%	*, -1%	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell F.2 Seasonal-Kendall-resultat för perioden 2000-2011, dvs efter kalk- och askbehandlingarna. För Ni16 gäller värdena för perioden 2006-2011 eftersom det inte finns mätdata innan dess.

	Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni16	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
pH	-	-	**, +1%	-	-	-	*, +1%	*, -0%	*, -0%	-	**, -1%	**, -1%	-
Alk	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*, -10%	-
ANC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
kond	-	-	-	-	***, -2%	-	*, -2%	-	*, -1%	-	*, -1%	**, -2%	-
SO ₄ -S	-	**, -3%	***, -5%	-	-	**, -2%	**, -6%	*, -5%	*, -4%	-	**, -4%	-	**, -5%
Cl	-	-	-	-	**, -3%	*, +4%	-	-	-	-	-	*, -1%	-
Ca	-	*, -2%	*, -2%	-	-	-	-	**, -3%	*, -3%	*, -4%	**, -5%	-	*, -4%
Mg	*, +4%	-	-	-	*, -3%	*, +2%	-	-	-	-	-	-	-
Na	-	-	-	-	-	-	***, -3%	-	**, -3%	-	*, -1%	***, -3%	**, -2%
K	-	-	**, +14%	-	-	**, -137%	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ -N	-	-	*, +9%	-	***, -19%	-	-	-	-	-	-	***, -13%	-
NH ₄ -N	-	-	-	**, -10%	*, -0%	-	***, -13%	-	-	-	-	-	-
Kjeldahl-N	-	-	*, +5%	*, -6%	-	-	*, -4%	-	-	-	**, -2%	***, -6%	-
Altot	-	*, -2%	-	*, -3%	-	*, -2%	**, -3%	-	-	-	-	-	-
Alorg	*, +3%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aloorg	*, -9%	**, -4%	***, -6%	-	-	-	**, -10%	-	-	-	*, +11%	-	-
TOC	-	*, +4%	**, +4%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Färg	-	*, +2%	***, +5%	-	-	-	-	-	-	-	-	**, -6%	*, +2%
Ptot	-	-	**, +10%	**, -7%	-	-	*, -6%	-	-	-	**, -4%	**, -7%	-
Ntot	-	-	*, +6%	-	***, -6%	-	*, -4%	-	-	-	*, -2%	***, -7%	-
Mn	-	-	*, +16%	*, +0%	-	*, +22%	-	-	-	*, +4%	**, +33%	**, +0%	*, +37%
Fe	-	-	**, +3%	-	-	-	-	-	-	-	-	**, -4%	-
Ca/Mg	-	**, -2%	*, -1%	-	*, +1%	-	-	*, -4%	*, -4%	*, -3%	*, -3%	*, -5%	*, -4%

Resultat från RIA.

Varje avrinningsområde jämförs med alla andra avrinningsområden inom Nissanprojektet. Tabellerna visar resultatet från två RIA av olika vattenkemiska parametrar, den ena ovanför diagonalen och den andra nedanför diagonalen. Detta för att spara utrymme och eftersom varje RIA-jämförelse bara behöver halva platsen – en jämförelse mellan område A och område B är exakt samma sak som en jämförelse mellan område B och område A.

Signifikans visas med symboler:

- *** står för $p < 0.001$, dvs stark signifikans,
- ** för $0.001 < p < 0.01$, dvs rätt svag signifikans,
- * för $0.01 < p < 0.05$, dvs ännu svagare signifikans och
- för $p > 0.05$, dvs inte någon signifikant förändring alls.

För överskådlighetens skull är stark signifikans även markerad med grått.

Tabellerna läses så att för att se om det är någon statistiskt signifikant skillnad i exempelvis pH mellan avrinningsområde Ni6 och Ni5 tittar man ovanför diagonalen (eftersom pH står ovanför diagonalen) i kolumnen Ni6. På raden Ni5 hittar man symbolen för signifikans (i det här fallet helt osignifikant). Om man vill se om det är någon statistiskt signifikant skillnad i ANC mellan avrinningsområde Ni6 och Ni5 tittar man nedanför diagonalen och eftersom det inte finns någon Ni5 i kolumnen Ni6 under diagonalen, så går man istället in i raden Ni6 och söker upp värdet i kolumnen Ni5 (i det här fallet också helt osignifikant).

I tabellhuvudena är referensområdena markerade med grön färg, fastmarksbehandlade med röd färg, grunddosbehandlade med blå färg och extrabehandlade med lila färg.

Tidsperioden för jämförelsen är 1997-10-27 – 2011-07-31, utom i jämförelser med Ni4, där jämförelsen slutar 2006-12-31 eftersom Ni4 har så få data efter den tidpunkten. 1997-10-27 – 1998-10-31 är före kalk- och askbehandlingarna och resterande tidpunkter är efter behandlingarna.

Tabell F.3 Resultat från RIA, Ca/Mg nedanför diagonalen.

Ca/Mg	Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
Ni4												
Ni5	-											
Ni10	-	-										
Ni12	-	-	-									
Ni6	*	-	-	-								
Ni8	***	***	***	***	***							
Ni11	***	**	***	***	***	***						
Ni13	***	***	***	***	***	-	**					
Ni14	***	***	***	***	***	*	**	-				
Ni2	***	*	***	***	**	-	*	-	-			
Ni7	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***		
Ni9	***	***	***	***	***	*	***	**	***	**	-	

Tabell F.4 Resultat från RIA, pH ovanför diagonalen och ANC nedanför diagonalen.

ANC	Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
Ni4		-	-	-	-	***	***	***	***	***	***	***
Ni5	-		-	**	-	***	***	***	***	***	***	***
Ni10	-	-		*	-	***	***	***	***	***	***	***
Ni12	-	-	-		-	***	***	***	***	***	***	***
Ni6	*	-	-	-		***	***	***	***	***	***	***
Ni8	***	***	***	***	***		***	***	-	***	***	*
Ni11	*	*	-	-	-	**		***	***	***	***	***
Ni13	***	***	***	***	***	-	***		***	-	***	-
Ni14	***	***	***	***	**	*	-	**		**	***	-
Ni2	***	***	**	***	**	-	*	**	-		***	-
Ni7	***	***	***	***	***	**	***	**	***	***		***
Ni9	**	***	***	***	***	-	***	-	*	-	*	

Tabell F.5 Resultat från RIA, sulfathalt ovanför diagonalen och kloridhalt nedanför diagonalen.

Cl	Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
Ni4		*	**	***	-	-	-	-	-	-	*	-
Ni5	***		*	**	-	-	-	-	-	*	***	*
Ni10	**	-		-	***	**	-	-	-	**	***	*
Ni12	**	-	-		***	**	*	-	-	***	***	**
Ni6	*	*	-	*		-	-	-	-	-	**	-
Ni8	***	***	***	**	***		-	-	-	-	**	-
Ni11	***	***	***	***	**	***		*	-	-	-	-
Ni13	**	-	-	-	-	***	***		**	-	-	*
Ni14	*	***	***	***	-	***	-	***		-	-	-
Ni2	-	**	**	**	-	***	**	***	-		**	-
Ni7	*	-	-	-	-	***	***	*	***	**		-
Ni9	**	***	***	**	-	***	*	***	-	**	***	

Tabell F.6 Resultat från RIA, nitrathalt ovanför diagonalen och ammoniumhalt nedanför diagonalen.

		NO3											
		Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
NH4	Ni4	-	*	-	**	-	**	-	-	-	*	***	-
	Ni5	-	-	-	**	-	*	-	-	-	-	-	*
	Ni10	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni12	*	*	-	-	**	*	**	**	**	*	**	**
	Ni6	-	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
	Ni8	-	-	-	-	-	-	**	-	**	*	*	**
	Ni11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
	Ni13	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**
	Ni14	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni2	-	***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni7	-	***	-	-	-	-	-	-	*	-	-	**
	Ni9	*	**	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-

Tabell F.7 Resultat från RIA, Kjeldahlkväve ovanför diagonalen och färg nedanför diagonalen.

		Kjeldahl-N											
		Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
färg	Ni4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni5	-	-	*	***	***	-	-	*	*	-	-	-
	Ni10	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni12	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	*
	Ni6	-	***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni13	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	*
	Ni14	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni2	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-
	Ni7	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-
	Ni9	-	-	*	-	-	-	-	*	-	-	-	-

Tabell F.8 Resultat från RIA, konduktivitet ovanför och totalhalt aluminium nedanför diagonalen.

		kond											
		Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
Altot	Ni4	-	***	***	**	-	***	-	-	-	-	-	***
	Ni5	***	-	*	-	***	***	*	-	-	***	***	*
	Ni10	-	**	-	**	***	***	**	-	-	***	***	-
	Ni12	-	***	-	-	**	***	-	-	-	*	*	***
	Ni6	-	***	-	-	-	***	-	**	*	-	-	***
	Ni8	*	-	*	**	**	-	***	***	***	***	***	***
	Ni11	-	*	-	-	-	*	-	***	***	-	-	***
	Ni13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	***	-
	Ni14	-	***	-	*	-	*	-	-	-	*	**	***
	Ni2	*	**	-	***	***	-	-	-	***	-	**	***
	Ni7	*	-	-	**	**	-	-	-	*	-	-	***
	Ni9	***	**	-	***	**	-	*	-	*	-	-	-

Tabell F.9 Resultat från RIA, kalciumhalt ovanför diagonalen och magnesiumhalt nedanför diagonalen.

		Ca											
		Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
Mg	Ni4	-	-	-	-	-	***	**	***	***	***	***	***
	Ni5	-	-	-	-	-	***	***	***	***	***	***	***
	Ni10	-	**	-	-	***	***	***	***	***	***	***	***
	Ni12	*	*	-	-	***	***	***	***	***	***	***	***
	Ni6	-	***	***	***	-	***	*	***	**	**	***	**
	Ni8	***	***	***	***	**	-	-	-	-	-	***	*
	Ni11	**	***	***	***	-	-	-	**	-	-	***	**
	Ni13	***	***	***	***	***	*	*	-	-	-	***	*
	Ni14	**	***	***	***	*	-	-	*	-	-	***	*
	Ni2	***	***	***	***	*	-	-	*	-	-	***	-
	Ni7	***	***	***	***	***	***	**	*	**	***	-	-
	Ni9	***	***	***	***	***	*	**	-	**	-	*	-

Tabell F.9 Resultat från RIA, natriumhalt ovanför diagonalen och kaliumhalt nedanför diagonalen.

		Na											
		Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
K	Ni4	-	-	-	-	*	-	*	-	*	*	*	**
	Ni5	-	-	-	-	-	-	***	-	**	*	**	**
	Ni10	*	-	-	-	-	-	**	-	**	**	**	***
	Ni12	***	***	-	-	-	-	***	-	**	**	**	***
	Ni6	***	**	-	-	-	-	**	-	**	**	**	***
	Ni8	-	-	-	*	*	-	***	-	***	***	***	***
	Ni11	-	*	-	-	*	-	-	***	-	-	*	-
	Ni13	*	*	-	-	-	-	-	-	***	-	-	***
	Ni14	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
	Ni2	-	-	-	*	**	-	-	*	-	-	-	-
	Ni7	***	**	-	-	-	-	-	-	-	***	-	-
	Ni9	*	-	-	*	*	-	-	**	-	*	-	-

Tabell F.10 Resultat från RIA, totalhalt löst fosfor ovanför och totalhalt löst kväve nedanför diagonalen.

		Ptot											
		Ni4	Ni5	Ni10	Ni12	Ni6	Ni8	Ni11	Ni13	Ni14	Ni2	Ni7	Ni9
Ntot	Ni4	-	*	***	***	***	-	*	*	-	-	**	**
	Ni5	-	-	***	***	***	*	*	**	*	-	**	***
	Ni10	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	*
	Ni12	**	***	*	-	**	-	-	*	***	***	-	-
	Ni6	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-	-	*
	Ni8	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**
	Ni13	*	*	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*
	Ni14	-	-	-	***	-	-	-	*	-	-	*	**
	Ni2	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	*	**
	Ni7	-	-	-	**	-	-	-	*	-	-	-	*
	Ni9	-	-	-	***	-	*	-	**	-	-	*	-

Bilaga G Vattenflöden och uttransport av Ca

Tabell G.1 Årsmedelavrinning (l/s)

Avrinningsområde	Ni5	Ni6	Ni7	Ni10	Ni11	Ni12	Ni13	Ni14	Ni2	Ni4	Ni8	Ni9
1999	3,2	0,9	10	2,0	1,5	0,4	3,6	2,9	67	43	1,5	1,9
2000	3,5	1,0	11	2,1	1,7	0,5	4,0	3,2	73	47	1,6	2,1
2001	2,0	0,6	6,5	1,2	1,0	0,3	2,3	1,9	43	27	1,0	1,2
2002	3,0	0,9	9,8	2,0	1,4	0,4	3,5	2,8	64	41	1,4	1,8
2003	1,9	0,6	6,3	0,9	0,9	0,3	2,2	1,8	41	26	0,9	1,2
2004	3,1	0,9	10	1,9	1,5	0,4	3,6	2,9	66	42	1,5	1,9
2005	2,1	0,6	7,0	1,7	1,0	0,3	2,5	2,0	45	29	1,0	1,3
2006	2,8	0,8	9,2	2,2	1,4	0,4	3,3	2,6	60	39	1,4	1,7

Tabell G.2 Månadsmedelavrinning (l/s)

Avrinningsområde	Ni5	Ni6	Ni7	Ni10	Ni11	Ni12	Ni13	Ni14	Ni2	Ni4	Ni8	Ni9
januari 1999	6,3	1,8	20,4	5,3	3,0	0,9	7,3	5,8	133,2	85,4	3,0	3,8
februari 1999	3,9	1,1	12,6	2,3	1,9	0,5	4,5	3,6	81,9	52,5	1,8	2,4
mars 1999	3,7	1,1	12,1	2,3	1,8	0,5	4,3	3,4	78,6	50,4	1,8	2,3
april 1999	3,9	1,1	12,6	2,3	1,9	0,5	4,5	3,6	82,0	52,6	1,8	2,4
maj 1999	1,9	0,6	6,2	0,8	0,9	0,3	2,2	1,8	40,3	25,8	0,9	1,2
juni 1999	1,9	0,6	6,1	0,9	0,9	0,3	2,2	1,7	40,0	25,6	0,9	1,2
juli 1999	1,0	0,3	3,3	0,5	0,5	0,1	1,2	0,9	21,8	14,0	0,5	0,6
augusti 1999	1,4	0,4	4,5	0,7	0,7	0,2	1,6	1,3	29,5	18,9	0,7	0,8
september 1999	1,4	0,4	4,4	0,8	0,7	0,2	1,6	1,2	28,7	18,4	0,6	0,8
oktober 1999	2,7	0,8	8,6	1,4	1,3	0,4	3,1	2,4	56,3	36,1	1,3	1,6
november 1999	1,8	0,5	5,8	0,7	0,9	0,2	2,1	1,6	37,9	24,3	0,8	1,1
december 1999	8,0	2,3	26,1	6,0	3,9	1,1	9,3	7,4	170,0	109,0	3,8	4,9
januari 2000	6,0	1,8	19,6	5,1	2,9	0,8	7,0	5,6	127,9	82,0	2,9	3,7
februari 2000	6,3	1,8	20,5	3,9	3,0	0,9	7,3	5,8	134,0	85,9	3,0	3,9
mars 2000	4,7	1,4	15,1	2,8	2,2	0,6	5,4	4,3	98,8	63,3	2,2	2,8
april 2000	2,3	0,7	7,6	1,4	1,1	0,3	2,7	2,2	49,7	31,9	1,1	1,4
maj 2000	2,0	0,6	6,3	0,8	0,9	0,3	2,3	1,8	41,3	26,5	0,9	1,2
juni 2000	2,0	0,6	6,3	1,0	0,9	0,3	2,3	1,8	41,4	26,5	0,9	1,2
juli 2000	0,8	0,2	2,7	0,3	0,4	0,1	1,0	0,8	17,5	11,2	0,4	0,5
augusti 2000	1,3	0,4	4,2	0,6	0,6	0,2	1,5	1,2	27,3	17,5	0,6	0,8
september 2000	1,7	0,5	5,6	0,7	0,8	0,2	2,0	1,6	36,6	23,4	0,8	1,1
oktober 2000	3,2	0,9	10,5	1,6	1,6	0,4	3,7	3,0	68,4	43,8	1,5	2,0
november 2000	5,3	1,6	17,3	2,4	2,6	0,7	6,2	4,9	113,0	72,4	2,5	3,3
december 2000	5,9	1,7	19,1	4,2	2,8	0,8	6,8	5,4	124,4	79,7	2,8	3,6
januari 2001	2,9	0,9	9,5	2,1	1,4	0,4	3,4	2,7	61,8	39,6	1,4	1,8
februari 2001	2,5	0,7	8,0	2,0	1,2	0,3	2,8	2,3	52,2	33,5	1,2	1,5
mars 2001	2,2	0,6	7,1	1,5	1,1	0,3	2,5	2,0	46,3	29,7	1,0	1,3
april 2001	2,6	0,8	8,5	1,6	1,3	0,4	3,0	2,4	55,6	35,6	1,2	1,6
maj 2001	1,0	0,3	3,3	0,5	0,5	0,1	1,2	0,9	21,6	13,8	0,5	0,6
juni 2001	1,0	0,3	3,3	0,4	0,5	0,1	1,2	0,9	21,7	13,9	0,5	0,6
juli 2001	0,8	0,2	2,4	0,2	0,4	0,1	0,9	0,7	15,9	10,2	0,4	0,5

augusti 2001	2,2	0,6	7,2	0,9	1,1	0,3	2,5	2,0	46,8	30,0	1,0	1,3
september 2001	2,0	0,6	6,6	1,0	1,0	0,3	2,4	1,9	43,2	27,7	1,0	1,2
oktober 2001	2,0	0,6	6,5	1,7	1,0	0,3	2,3	1,8	42,5	27,2	1,0	1,2
november 2001	3,2	0,9	10,4	1,5	1,5	0,4	3,7	2,9	67,8	43,5	1,5	2,0
december 2001	1,8	0,5	5,7	1,0	0,9	0,2	2,0	1,6	37,5	24,0	0,8	1,1
januari 2002	7,1	2,1	22,9	5,5	3,4	1,0	8,2	6,5	149,5	95,8	3,4	4,3
februari 2002	8,2	2,4	26,7	7,7	4,0	1,1	9,5	7,6	174,4	111,8	3,9	5,0
mars 2002	6,5	1,9	21,2	4,4	3,1	0,9	7,5	6,0	138,3	88,7	3,1	4,0
april 2002	2,1	0,6	6,9	1,1	1,0	0,3	2,5	2,0	45,1	28,9	1,0	1,3
maj 2002	2,1	0,6	6,8	1,0	1,0	0,3	2,4	1,9	44,0	28,2	1,0	1,3
juni 2002	2,4	0,7	7,7	1,2	1,1	0,3	2,7	2,2	50,1	32,1	1,1	1,4
juli 2002	2,5	0,7	8,3	1,4	1,2	0,4	2,9	2,3	54,0	34,6	1,2	1,6
augusti 2002	0,8	0,2	2,6	0,3	0,4	0,1	0,9	0,7	16,8	10,8	0,4	0,5
september 2002	0,2	0,1	0,6	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2	3,9	2,5	0,1	0,1
oktober 2002	1,5	0,4	4,7	0,6	0,7	0,2	1,7	1,3	30,8	19,7	0,7	0,9
november 2002	2,2	0,6	7,1	0,7	1,0	0,3	2,5	2,0	46,2	29,6	1,0	1,3
december 2002	0,9	0,3	3,1	0,2	0,5	0,1	1,1	0,9	19,9	12,8	0,4	0,6
januari 2003	2,6	0,8	8,6	1,0	1,3	0,4	3,1	2,4	56,0	35,9	1,3	1,6
februari 2003	2,1	0,6	6,8	1,5	1,0	0,3	2,4	1,9	44,3	28,4	1,0	1,3
mars 2003	1,8	0,5	5,8	0,9	0,9	0,2	2,1	1,6	37,9	24,3	0,9	1,1
april 2003	2,4	0,7	7,6	0,8	1,1	0,3	2,7	2,2	49,8	31,9	1,1	1,4
maj 2003	2,7	0,8	8,9	1,1	1,3	0,4	3,2	2,5	58,0	37,2	1,3	1,7
juni 2003	1,0	0,3	3,2	0,4	0,5	0,1	1,1	0,9	21,0	13,4	0,5	0,6
juli 2003	1,9	0,5	6,0	0,9	0,9	0,3	2,1	1,7	39,4	25,2	0,9	1,1
augusti 2003	0,5	0,1	1,6	0,1	0,2	0,1	0,6	0,5	10,6	6,8	0,2	0,3
september 2003	0,5	0,1	1,5	0,1	0,2	0,1	0,5	0,4	9,9	6,4	0,2	0,3
oktober 2003	1,1	0,3	3,5	0,4	0,5	0,1	1,2	1,0	22,8	14,6	0,5	0,7
november 2003	2,9	0,8	9,3	1,5	1,4	0,4	3,3	2,6	60,4	38,7	1,4	1,7
december 2003	3,9	1,1	12,7	2,0	1,9	0,5	4,5	3,6	82,5	52,9	1,9	2,4
januari 2004	2,2	0,6	7,0	1,2	1,0	0,3	2,5	2,0	45,7	29,3	1,0	1,3
februari 2004	5,1	1,5	16,6	4,2	2,5	0,7	5,9	4,7	108,0	69,2	2,4	3,1
mars 2004	3,2	0,9	10,4	2,2	1,5	0,4	3,7	2,9	67,7	43,4	1,5	2,0
april 2004	1,5	0,4	4,9	0,7	0,7	0,2	1,8	1,4	32,2	20,6	0,7	0,9
maj 2004	1,1	0,3	3,5	0,4	0,5	0,1	1,2	1,0	22,7	14,5	0,5	0,7
juni 2004	1,2	0,3	3,8	0,5	0,6	0,2	1,3	1,1	24,6	15,8	0,6	0,7
juli 2004	4,4	1,3	14,4	2,5	2,1	0,6	5,1	4,1	93,8	60,1	2,1	2,7
augusti 2004	2,2	0,6	7,0	1,1	1,0	0,3	2,5	2,0	45,7	29,3	1,0	1,3
september 2004	2,7	0,8	8,9	1,5	1,3	0,4	3,2	2,5	57,9	37,1	1,3	1,7
oktober 2004	4,0	1,2	13,0	2,4	1,9	0,6	4,6	3,7	84,6	54,2	1,9	2,4
november 2004	3,8	1,1	12,3	2,2	1,8	0,5	4,4	3,5	80,3	51,5	1,8	2,3
december 2004	6,2	1,8	20,0	4,5	3,0	0,9	7,1	5,7	130,3	83,5	2,9	3,8
januari 2005	9,5	2,8	30,7	7,7	4,6	1,3	10,9	8,7	200,5	128,5	4,5	5,8
februari 2005	1,7	0,5	5,4	1,2	0,8	0,2	1,9	1,5	35,5	22,8	0,8	1,0
mars 2005	2,5	0,7	8,0	1,7	1,2	0,3	2,9	2,3	52,4	33,6	1,2	1,5
april 2005	1,9	0,6	6,1	1,5	0,9	0,3	2,2	1,7	40,1	25,7	0,9	1,2
maj 2005	0,7	0,2	2,2	0,7	0,3	0,1	0,8	0,6	14,4	9,2	0,3	0,4

juni 2005	0,9	0,3	2,9	0,9	0,4	0,1	1,0	0,8	18,8	12,0	0,4	0,5
juli 2005	0,6	0,2	1,9	0,5	0,3	0,1	0,7	0,5	12,6	8,1	0,3	0,4
augusti 2005	1,5	0,4	5,0	1,6	0,7	0,2	1,8	1,4	32,3	20,7	0,7	0,9
september 2005	1,0	0,3	3,1	0,9	0,5	0,1	1,1	0,9	20,4	13,0	0,5	0,6
oktober 2005	0,8	0,2	2,7	0,8	0,4	0,1	1,0	0,8	17,8	11,4	0,4	0,5
november 2005	2,8	0,8	9,1	1,9	1,3	0,4	3,2	2,6	59,3	38,0	1,3	1,7
december 2005	1,8	0,5	5,9	1,2	0,9	0,3	2,1	1,7	38,6	24,8	0,9	1,1
januari 2006	2,5	0,7	8,1	1,2	1,2	0,3	2,9	2,3	53,1	34,1	1,2	1,5
februari 2006	0,8	0,2	2,7	0,9	0,4	0,1	1,0	0,8	17,6	11,3	0,4	0,5
mars 2006	2,5	0,7	8,1	1,9	1,2	0,3	2,9	2,3	53,1	34,0	1,2	1,5
april 2006	5,1	1,5	16,7	4,2	2,5	0,7	5,9	4,7	108,9	69,8	2,4	3,1
maj 2006	1,6	0,5	5,1	1,3	0,8	0,2	1,8	1,4	33,3	21,3	0,7	1,0
juni 2006	0,5	0,1	1,7	0,3	0,2	0,1	0,6	0,5	10,8	6,9	0,2	0,3
juli 2006	0,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	1,8	1,2	0,0	0,1
augusti 2006	2,8	0,8	9,2	1,7	1,4	0,4	3,3	2,6	59,9	38,4	1,3	1,7
september 2006	1,6	0,5	5,1	1,4	0,7	0,2	1,8	1,4	33,0	21,1	0,7	1,0
oktober 2006	4,6	1,3	14,8	2,6	2,2	0,6	5,3	4,2	96,6	61,9	2,2	2,8
november 2006	5,1	1,5	16,5	4,7	2,4	0,7	5,9	4,7	107,7	69,0	2,4	3,1
december 2006	6,8	2,0	22,0	5,9	3,3	0,9	7,8	6,2	143,4	91,9	3,2	4,1

Tabell G.3 Uttransport av Ca, minus bakgrundstransport (ton).

År	Ni5	Ni6	Ni7	Ni10	Ni11	Ni12	Ni13	Ni14	Ni2	Ni8	Ni9
1999	-0.03	0.01	0.67	-0.01	0.14	0.00	0.40	0.26	4.03	0.03	0.22
2000	-0.03	0.02	1.71	-0.01	0.10	-0.01	0.41	0.28	5.66	0.06	0.21
2001	-0.01	0.01	0.84	-0.01	0.04	-0.01	0.15	0.11	2.32	0.05	0.08
2002	-0.01	0.01	0.76	-0.02	0.07	-0.01	0.18	0.08	1.70	0.05	0.08
2003	0.01	0.00	0.32	0.00	0.05	0.00	0.11	0.06	0.99	0.03	0.06
2004	0.00	0.02	1.06	-0.01	0.08	0.00	0.22	0.14	3.17	0.07	0.11
2005	0.00	0.02	0.54	-0.01	0.06	0.00	0.17	0.14	2.25	0.05	0.09
2006	0.00	0.02	0.86	-0.01	0.05	-0.01	0.20	0.12	2.22	0.06	0.10
2007	0.00	0.02	0.75	-0.01	0.05	0.00	0.15	0.10	1.59	0.06	0.08
2008	0.01	0.02	0.52	0.00	0.04	0.00	0.12	0.08	1.47	0.05	0.07
2009	0.01	0.02	0.42	0.00	0.04	0.00	0.11	0.07	0.92	0.04	0.06
2010	0.00	0.02	0.44	-0.01	0.05	0.00	0.12	0.06	0.82	0.04	0.06
Totalt	-0.05	0.18	8.89	-0.10	0.78	-0.04	2.34	1.50	27.15	0.59	1.22
	ref			ref		ref					

Bilaga H Metodik vid bottenfaunaundersökning

Undersökningen har utförts av Ekologgruppen i Landskrona. Metodiken följer följande metoder, vilka Ekologgruppen är ackrediterade för (ackred nr 1279): SS EN 27 828:1 och Naturvårdsverkets "Handledning för miljöövervakning, Sötvatten, Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag - tidsserier", Ver 1:1, 2010-03-01.

Undersökningen har omfattat två provpunkter i rinnande vatten. Bottenfaunaproverna togs den 3 oktober 2011 med den sparkmetoden (efter SIS-metod SS EN-27 828:1). Vid varje provpunkt i vattendragen togs 5 sparkprov över en sträcka av vardera 1 m under 60 sekunder. Proven togs över likartade substrat, företrädesvis över hårda bottenar med inslag av block, sten, grus och sand. Delproven har hållits isär. Utöver sparkproven togs ett kvalitativt sökprov under 10 minuter i de miljöer som fanns på lokalen, men som inte blivit representerade i sparkproverna. I praktiken innebär detta ofta att sökprovet riktades mot vegetation i kanten, block, grenar och/eller håvning över ren sandbotten.

Proven konserverades i fält med etanol (80 %) till en koncentration av ca 70 %. En skiss över lokalen och platserna för de enskilda delproven ritades in på en fältblankett. Varje lokal fotograferades och fotopunkt markerades på skissen. Lokalbeskrivningen följer Naturvårdsverkets "Handledning för miljöövervakning, Sötvatten, Lokalbeskrivningen, Ver 2003-09-25. Provpunkternas lämplighet för bottenfaunaprovtagning kommenteras också. Med bra lokal eller bra prov menas i detta sammanhang en lokal med hård botten där olika substrat finns representerade (sand, grus, sten och block) och att djup och vattenflöde inte är större än att man kan gå ut i ån med sjöstövlar. Med en dålig lokal avses en lokal där botten är av annan karaktär t ex mjuk och dyg eller bara består av större block och/eller där det på djup eller flöde ej går att komma ut i åfåran. Sorteringsarbetet har skett på laboratorium under starkt ljus och förstoring.

Efter sortering och noggrann utplockning har allt det insamlade materialet sökts igenom under mikroskop (40x förstoring) för att säkerställa att inga arter förbisetts. Artbestämningsarbetet har utförts under preparer- och ljusmikroskop.

Provtagningskvalitet

Undersökningens provtagningskvalitet har beräknas som den förändring av antalet taxa som blir då det sista delprovet räknats med (räknas i delprovordning 1+5+4+ 3+2 eller om det är 10 delprov 1+5+4+3+2+6+10+9+8+7) Värdet redovisas i artlistetabellen där det klassas enligt följande. Om förändringen är < 8 % bedöms provtagningskvaliteten vara mycket god (anges med blåfärgad cell och värde >92), 30 – 8 % god (gul cell, värde 70 – 92) och > 30 % svag (orange cell, värde under 70).

Bilaga I Bottenfauna, resultatbehandling

Art- och individantal

Antalet påträffade taxa (arter) för varje lokal har räknats fram både exklusive och inklusive sökprovets arter. Vid utvärderingen har antalet taxa angivits inklusive sökprovets arter. En beräkning har också gjorts av antalet individer per lokal och per kvadratmeter. Dessa uppgifter skall dock endast ses som mycket grova skattningar, eftersom metoden inte är helt kvantitativ.

Vid utvärderingen kommenteras antal påträffade taxa (inklusive sökprov) och antal individer/m² med följande begrepp:

	mycket lågt	lågt/litet	måttligt	högt	mycket högt
antal taxa	<15	15 – 24	25 - 34	35 - 45	>45
antal individer/m ²	<100	100 – 500	510 - 2000	2000 - 4000	>4000

Funktionella grupper

Beroende på hur djuren samlar in sin föda kan de delas in i så kallade funktionella grupper:

- 1. Filtreare:** Lever av plankton och detritus från den fria vattenmassan, som de fångar genom att filtrera vattnet med nät eller tentakler.
- 2. Detritusätare:** Äter detritus (halvnedbrutet organiskt material med mikrober) på botten.
- 3. Predatorer:** Rovdjur som lever av andra djur.
- 4. Skrapare:** Äter påväxtorganismer som skrapas loss från botten och vattenväxter.
- 5. Sönderdelare:** Lever av grovt organiskt material t ex växtdelar.

Proportionerna mellan de olika funktionella grupperna kan användas som ett index för bottenfaunasamhällets struktur. I ett vattensystems övre delar (bäckar och mindre vattendrag) är sönderdelare (t ex bäcksländor) och skrapare (t ex många nattsländor och dagsländor) vanligare, medan de nedre delarna i vattendraget med mer nedbrutet organiskt material har fler filtrerande och detritusätande djur. Många av de försurningskänsliga djuren är skrapare. I artlistan anges varje taxas funktionella grupp.

Försurningsindex

Försurningspåverkan har angivits för varje lokal enligt försurningsindex (Henriksson & Medin 1990). En bedömning av lokalens hela art- och individsammansättning samt naturliga förutsättningar görs dock alltid för att se så att indexet ger en rättvis bild av lokalens försurningspåverkan. I de fall bedömningen inte följer försurningsindex motiveras det i texten.

Indexet har 8 kriterier som vardera ger 1 - 3 poäng. Den sammanlagda poängen för lokalen bedöms i en 3-gradig skala där 0-4 poäng ger bedömningen stark eller mycket stark påverkan, 4-6 poäng ger betydlig påverkan och 6 poäng eller mer ger bedömningen ingen eller obetydlig påverkan. Tanken bakom de flytande gränserna är att poäng, som utdelats för t ex förekomst av någon försurningskänslig dagsländart, inte skall tillmätas alltför stor betydelse om arten endast påträffas i enstaka exemplar. Ett annat exempel är att om flera kriterier tyder på avsaknad av försurningspåverkan, men t ex antal taxa är för lågt för att ge tillräckligt hög poäng vid fasta

poänggränser kan ändå lokalen bedömas som icke påverkad. Kriterierna i försurningsindexet är:

1. Försurningskänsligaste (se artlista, kolumn "A") arten bland dag-, bäck- och nattsländor. Känslighet anges efter Degerman et al 1994 (med något undantag). Kan ge max 3 poäng. Kritiskt pH-intervall: >5,4 ger 3 p; 5,4 – 5,0 ger 2 p; 4,9 - 4,5 ger 1 p
2. Förekomst av iglar ger 1 poäng
3. Förekomst av skalbaggefamiljen *Elmidae* ger 1 poäng
4. Förekomst av snäckor ger 1 poäng
5. Förekomst av musslor ger 1 poäng
6. Kvoten mellan antalet individer av dagsländesläktet *Baetis* och antalet bäcksländeindivider, *Baetis/Plecoptera* index > 1,0 ger 2 p; 1,0-0,75 ger 1 p och <0,75 ger ingen poäng.
7. Antal taxa. Över 25 taxa (inkl sökprov) ger 1 poäng och mer än 40 taxa ger 2 poäng.
8. Förekomst av märkräftan *Gammarus sp* ger 3 poäng.

Beteckningen "ingen eller obetydlig påverkan" har ändrats till "obetydlig påverkan". Dessutom är klassindelningen något modifierad. Provpunkter med 6-7 indexpoäng benämns måttligt påverkade och gränsen för "obetydlig påverkan" har ändrats från ≥ 6 till ≥ 7 , vilket ger följande klassindelning:

0-4 p = stark-mkt stark försurningspåverkan

4-6 p = betydlig påverkan

6-7 p = måttlig påverkan

≥ 7 p = obetydlig påverkan

Föroreningsindex – Danskt faunaindex (DFI)

Påverkan av organisk/eutrofierande förorening har angivits för varje lokal. Som underlag har Danskt Faunaindex använts (Naturvårdsverkets Rapport 4913. Bedömningsgrunder för miljö-kvalitet. Sjöar och vattendrag). En bedömning av lokalens hela art- och individualsammansättning samt naturliga förutsättningar görs alltid för att se så att indexet ger en rättvis bild av föroreningspåverkan. Vid de lokaler som är försurningspåverkade, blir bedömningen av organisk/eutrofierande påverkan svår, eftersom försurningen slår ut arter som även är viktiga indikatorarter för organisk påverkan. Försvårande för utvärderingen är också om lokalen ligger nära sjöutlopp, där det naturligt utvecklas samhällen med många filtrerande organismer. Detta kan i hög grad påminna om de samhällen som utvecklas nedströms en del punktutsläpp innehållande organiskt material. En annan yttre faktor som kan vara av betydelse i små vattendrag är risken för uttorkning under torrperioder och bottenfrysning under sträng kyla. Risken för detta är störst på lokaler med mycket små tillrinningsområden.

Danskt faunaindex består av två delar. Först räknar man ut differensen mellan antalet positiva (renvatten) och negativa (smutsvatten) indikatorarter/grupper.

- **Positiva** arter/grupper är: virvelmaskar, släktet *Gammarus*, varje bäcksländesläkte, varje dagslände familj, skalbaggesläktet *Helodes*, och arterna *Elmis aenea* och *Limnius*

volckmari, nattsländesläktet *Rhyacophila*, varje familj husbyggande nattsländor, snäckan *Ancylus fluviatilis*.

- **Negativa** indikatorarter/grupper är *Oligochaeta* om 100 eller fler individer hittats, iglarna *Helobdella stagnalis* och *Erpobdella*, sötvattensgråsugga (*Asellus aquaticus*), sävsländesläktet *Sialis*, och av Diptera: familjen *Psychodidae* och släktena *Chironomus* och *Eristalis*, musselsläktet *Sphaerium* och snäcksläktet *Lymnaea*. Eftersom flertalet snäckor i släktet *Lymnaea* numera benämns *Radix*, har vi valt att ersätta *Lymnaea* med *Radix* i indexet.

Det räcker med en individ för att indikatorarten/gruppen skall få poäng. När differensen mellan positiva och negativa indikatorarter/grupper beräknats går man in i en tabell för att få fauna-indexet. Differensen avgör i vilken kolumn man går in i. Avgörande för indexvärdet är också vilken rad man går in på. På raderna rangordnas djur i nyckelgrupper där de djur som indikerar den renaste miljön står på översta raden (nyckelgrupp 1). För att få gå in på den översta raden måste mer än en av arterna/grupperna i nyckelgrupp 1 finnas på lokalen. Dessutom måste minst 2 individer av arten/gruppen finnas för att få räknas. Om ingen av nyckelgrupp 1 arterna/grupperna finns på lokalen så går man vidare ner i tabellen till nyckelgrupp 2. För att få gå in på denna raden får inte antalet individer av *Asellus aquaticus* och/eller *Chironomidae* överstiga 4. Andra villkor gäller för några andra rader.

Indexet kan anta ett värde mellan 1 – 7, där klass 7 betecknar den mest opåverkade miljön. Vi har även namnsatt klasserna för **organisk/eutrofierande föroreningspåverkan** enligt nedan. I vissa fall, t ex vid starkt försurningspåverkade lokaler, följs dock inte indexvärdets beteckning.

7	= obetydlig påverkan	3	= stark påverkan
6	= svag påverkan	2	= stark - mycket stark påverkan
5	= måttlig påverkan	1	= mycket stark påverkan
4	= betydlig påverkan		

Naturvärdesindex

Indexet (efter Nilsson, C. et al 2001) har konstruerats för att belysa ett vattendrags naturvärde, främst med hjälp av kriterierna biologisk mångformighet och raritet. En total bedömning av lokalens status ligger dock alltid till grund för den slutgiltiga naturvärdesbedömningen. Kriteriepoäng ges på följande sätt:

- **Rödlistade arter** (se nedan) i kategori RE, CR, EN och VU ger 16 poäng/art, kategori NT och DD ger 6 p/art.
- **Antal taxa vattendrag:** 41-45 ger 1 p, 46-50 ger 3 p, >50 ger 10 p
- **Diversitet (Shannon) vattendrag:** >3,85-4,15 ger 1 p, >4,15 ger 3 p
- **Raritet:** Varje ovanlig art (se nedan under rödlistade arter) ger 3 p

Poängskala för bedömning av naturvärde:

- ≥16 **Mycket högt naturvärde**
- 6-16 **Högt naturvärde**
- 0-6 **Allmänt naturvärde**

Rödlistade arter

Rödlistade arter har klassificerats enligt Gärdenfors U. (ed) 2010. ”Rödlistade arter i Sverige 2010” ArtDatabanken, SLU. Även tidigare naturvärden har räknats om efter de nya klassningarna i rödlistan. Rödlistekategorierna anges nedan:

Den svenska rödlistans kategorier:

RE	Regionally Extinct (Försvunnen)
CR	Critically Endangered (Akut Hotad)
EN	Endangered (Starkt Hotad)
VU	Vulnerable (Sårbar)
NT	Near Threatened (Nära hotad)
DD	Kunskapsbrist

Alla arter som förts till någon av ovanstående kategorier är för närvarande **rödlistade** i Sverige. De arter som tillhör någon av kategorierna **CR**, **EN** eller **VU** definieras som **hotade**.

För bottenfaunan har även redovisats ”ovanliga” arter. Som underlag vid bedömningen av ”ovanliga” arter har använts Degerman, E. (1994), där resultatet från 5445 skilda lokaler redovisas (Limnodatas databas). För att en art skall klassas som ovanlig måste den förekomma vid mindre än 5 % av dessa lokaler. Även fynddata från Ekologgruppens databas har vägts in vid bedömningen.

Shannons diversitetsindex

Diversitetsindex tar i beaktande både antal arter (taxa) och deras relativa förekomst, dvs hur många individer det finns av en viss art och hur detta antal förhåller sig till det totala individantalet i provet. Ett högre indexvärde anger en högre diversitet och ett mer varierat bottenfaunasamhälle. Däremot tas ingen hänsyn till de förekommande arternas miljökrav. Diversitetsindexet kan ibland, t ex på individfattiga lokaler, bli relativt högt trots att miljön är påverkad. Det tillämpade indexet, **Shannons diversitetsindex (H')** har beräknats enligt följande formel: $H' = -\sum n_i/N \times \log_2 n_i/N$, där n_i = antalet individer av den i:te arten och N = totala antalet individer. Klassningsgränserna beskrivs nedan.

ASPT-index

ASPT-index (average score per taxon) (Armitage m fl 1983) beräknas genom att i provet påträffade organismer identifieras till familjenivå (klass för *Oligochaeta*), varje familj ges ett poängtal som motsvarar dess föroreningstolerans, poängtalerna summeras och poängsumman divideras med det totala antalet ingående familjer. Klassningsgränserna beskrivs nedan.

EPT-index

Detta index redovisar det samlade antalet taxa bland dagsländor (**Ephemeroptera**), bäcksländor (**Plecoptera**) samt nattsländor (**Trichoptera**). Klassningsgränserna beskrivs nedan.

BpHI (BottenpHauna-index)

Det finns flera möjligheter att använda och redovisa BpHI-indexet. Det sätt som använts i denna rapport betecknas som max-BpHI och står för det högsta BpHI-värdet som noterats bland förekommande taxa. Varje taxa har klassats utifrån försurningskänslighet och fått ett indexvärde mellan 1 och 10, där 10 anger det mest försurningskänsliga taxat. I max-BpHI

används endast de taxa som har poäng mellan 6 och 10. Om ett sådant taxa har påträffats indikerar det att pH-värdet inte understigit 5,5 under säsongen. För noggrannare beskrivning av indexet, se ”Kalkning av sjöar och vattendrag. SNV Handbok 2002:1”.

Bedömning av tillstånd - vattendrag

Tabellen grundar sig på ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag”. SNV Rapport 4913. Undantaget är EPT-index som grundar sig på Nilsson et al 2001.

Klass	Benämning	Shannons diversitets-index	ASPT-index	Surhets-index	Danskt Fauna-index (DFI)	EPT-index
1	Mycket högt index	>3,71	>6,9	>10	7	>29
2	Högt index	2,97-3,71	6,1-6,9	6-10	6	22-29
3	Måttligt högt index	2,22-2,97	5,3-6,1	4-6	5	12-22
4	Lågt index	1,48-2,22	4,5-5,3	2-4	4	7-12
5	Mycket lågt index	≤1,48	≤4,5	≤2	≤3	≤7

Bilaga 3. Total artlista vid station 2, Kallarp norr fiskdammen (HALIFE2) Ekologgruppen

HALIFE-2	1998-04-27	1999-04-23	1999-10-11	2000-10-19	2003-10-31	2004-10-13	2006-10-04	2007-10-02	2008-10-16	2009-10-24	2010-10-06	2011-10-03
Nematoda								2				1
Pisidium sp.		2		2	7	1	21	9	10	27	4	15
Oligochaeta övriga	1	7	9	13	22	8	20	24	6	101	6	57
Eiseniella tetraedra		2					2			1		
Trichoniscus sp?									2			
Asellus aquaticus				1	4	9	1	6	4	12	3	1
Ostracoda							1					
Argyroneta aquatica											1	
Hydracarina				1	1	2	15	9	4	51	14	14
Collembola		6					3	1	2	3	3	1
Baetis niger				1	7	3	1			6		2
Baetis rhodani			1	7	30	2						
Leptophlebia marginata				13	35	3	22	17	20	63	2	4
Leptophlebia vespertina	4		5	22	46	2	22	151	6	40	2	2
Leptophlebia sp.		1		6		1	2			66	3	1
Isoperla difformis						3	3		14	2	6	9
Isoperla grammatica	5	5	10	16	7	4	1	11				2
Isoperla sp.	2		1	27	18	2	4	3	1	4	1	6
Brachyptera risi	118	163	42	23	19	51	5	1	2	9	27	
Amphinemura sulciollis	1		1	6	2	5	92	116	693	83	389	455
Amphinemura sp.						1						
Nemoura avicularis							19	8	10	22	1	11
Nemoura cinerea	37	74	12	2	2	3	1		1	3	12	14
Nemoura sp.	1	2	2	1		1	3					5
Nemurella pictetii	9	10	16	78	1							
Protonemura meyeri					3	13	2	6	85	13	19	33
Leuctra hippopus		4	268	319	182	154	234	215	502	151	212	699
Leuctra nigra	29	162	115	126	31	45	124	494	19	71	31	36
Leuctra sp.	1											
Coenagrionidae								1				
Pyrrhosoma nymphula										1		
Cordulegaster boltoni												1
Dytiscidae	1	1										
Elmis aenea						1		1	1	1		
Limnius volckmari	2											
Elodes sp.						8	10	2	1			
Scirtes sp.									1			
Hydraena gracilis											3	2
Hydrophilidae		1					2					
Rhyacophila nubila			2	3	1	5			14	1	9	17
Rhyacophila sp.								2	5			
Ithytrichia sp.				1								
Oxyethira sp.												3
Lype phaeopa					3					2	1	
Lype sp.										1		
Polycentropodidae	5	1				2	1		2			
Plectrocnemia conspersa	10	25	36	31	9		24	79	24	30	17	43
Polycentropus flavomaculatus								1		1	9	49
Limnephilidae	64	138	26	48	46	34	31	40	13	107	25	95
Chaetopteryx-Annitella	57											
Glyphotaenius pellucidus					2							
Potamophylax cingulatus	-1	1			13		1					
Potamophylax sp.				8						2		
Adicella reducta			1				3				3	1
Leptoceridae		1										
Tipula sp.				1								
Dicranota sp.		3	1	3	1	1	1	4	2		1	5
Dicranomyia sp.		1										
Simuliidae	32	37	21	26	2	11	14	13	69	32	66	28
Ceratopogonidae							1			5	1	
Chironomidae	57	13	22	593	68	20	46	75	24	128	20	147
Tabanidae			1									
Empididae								2	1			1
Muscidae						1	1		1			
Övriga Brachycera	1			1								
Summa ind/m2	350	528	474	1104	562	396	733	1293	1539	1039	891	1760

Bilaga 3. Total artlista vid den okalkade station 4, Krokabäcken (HALIFE4) Ekologgruppen

HALIFE-4	1998-04-27	1999-04-21	1999-10-11	2000-10-19	2003-10-31	2004-10-13	2006-10-04	2007-10-02	2008-10-16	2009-10-24	2010-10-06	2011-10-03
Nematoda								2				2
Planorbis planorbis										1		
Pisidium sp.			1			2						
Oligochaeta övriga	11	20	10	18	6	5	11	53	7	50	20	46
Eiseniella tetraedra										1		
Trichoniscus sp?										1		
Asellus aquaticus			1				1					
Argyroneta aquatica	1											
Hydracarina	3			2		1			1		2	
Collembola	4	1	1			-1	9	1	1			2
Baetis sp.				1								
Leptophlebia marginata					2			1				
Leptophlebia vespertina	2				73	11	1	2				
Leptophlebia sp.										20		-1
Caenis rivulorum						2						
Isoperla difformis				7		10	26		4	58	30	98
Isoperla grammatica		9	6	38	4	18		100		42		44
Isoperla sp.			6	12	5	8	7		1	38	43	46
Brachyptera risi	2		1	1		2					1	
Nemouridae				16								
Amphinemura sulcicollis			1					4	7	1	5	3
Nemoura avicularis				3		11	10			4		3
Nemoura cinerea	285	29	2			44	73	3	1	1	72	2
Nemoura sp.						40						8
Nemurella pictetii				9	2							
Protonemura meyeri			1						1			
Leuctra hippopus			4		1	13		2		4	2	2
Leuctra nigra	2	4	2	191	94	197	141	138	5	181	101	170
Platycnemis pennipes							1					
Anisoptera				1								
Cordulegaster boltoni				1			1					
Libellulidae				1								
Colymbetinae						-1	-1			1	1	-1
Scirtes sp.									1			
Hydrophilidae											1	-1
Gerris sp.	-1											
Rhyacophila nubila									1			
Ithytrichia sp.					1					1		
Oxyethira sp.				4					1		2	2
Polycentropodidae		1		2		1	1	2			1	
Plectrocnemia conspersa	1	1	5	31	7	10	14	2		8	2	5
Limnephilidae	3	27	1	27	3	26	6	45	3	67	19	48
Chaetopteryx-Annitella	14											
Micropterna lateralis				1				1				
Micropterna sequax		3		1			5				2	
Potamophylax cingulatus		4			2							
Potamophylax latipennis										2		
Dicranota sp.			2	16	5	19	7	2		7	6	10
Molophilus sp.									1			
Eloeophila sp.			1			-1	1				2	2
Phylidorea/Idioptera				1								
Helius sp.							1					
Simuliidae	1575	69	2	18		22	51	2	23	36	55	4
Ceratopogonidae	1		1					4		4		2
Chironomidae	43	24	7	57	58	30	14	21	4	85	5	14
Tabanidae											1	
Empididae												1
Sciomyzidae									1			
Övriga Brachycera	2											
Summa	1560	154	44	368	261	472	381	385	62	613	373	514

Av Skogsstyrelsen publicerade Rapporter:

- 1988:1 Mallar för ståndortsbonitering; Lathund för 18 län i södra Sverige
1991:1 Tätortsnära skogsbruk
1992:3 Aktiva Natur- och Kulturvårdande åtgärder i skogsbruket
1993:7 Betespräglad äldre bondeskog – från naturvårdssynpunkt
1994:5 Historiska kartor - underlag för natur- och kulturmiljövård i skogen
1995:1 Planering av skogsbrukets hänsyn till vatten i ett avrinningsområde i Gävleborg
1995:2 SUMPSKOG – ekologi och skötsel
1996:1 Women in Forestry – What is their situation?
1996:2 Skogens kvinnor – Hur är läget?
1997:2 Naturvårdsutbildning (20 poäng) Hur gick det?
1997:5 Miljeu96 Rådgivning. Rapport från utvärdering av miljeurådgivningen
1997:6 Effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring – en litteraturstudie
1997:7 Målgruppsanalys
1997:8 Effekter av tungmetallnedfall på skogslevande landsnäckor (with English Summary: The impact on forest land snails by atmospheric deposition of heavy metals)
1997:9 GIS-metodik för kartläggning av markförsurning – En pilotstudie i Jönköpings län
1998:1 Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation
1998:3 Dalaskog - Pilotprojekt i landskapsanalys
1998:4 Användning av satellitdata – hitta avverkad skog och uppskatta lövröjningsbehov
1998:5 Baskatjoner och aciditet i svensk skogsmark - tillstånd och förändringar
1998:6 Övervakning av biologisk mångfald i det brukade skogslandskapet. With a summary in English: Monitoring of biodiversity in managed forests.
1998:7 Marksvampar i kalkbarrskogar och skogsbeten i Gotländska nyckelbiotoper
1999:1 Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering
1999:2 Internationella konventioner och andra instrument som behandlar internationella skogsfrågor
2000:1 Samordnade åtgärder mot försurning av mark och vatten - Underlagsdokument till Nationell plan för kalkning av sjöar och vattendrag
2000:4 Skogsbruket i den lokala ekonomin
2000:5 Aska från biobränsle
2000:6 Skogsskadeinventering av bok och ek i Sydsverige 1999
2001:1 Landmolluskfaunans ekologi i sump- och myrskogar i mellersta Norrland, med jämförelser beträffande förhållandena i södra Sverige
2001:2 Arealförluster från skogliga avrinningsområden i Västra Götaland
2001:3 The proposals for action submitted by the Intergovernmental Panel on Forests (IPF) and the Intergovernmental Forum on Forests (IFF) - in the Swedish context
2001:4 Resultat från Skogsstyrelsens ekenkät 2000
2001:5 Effekter av kalkning i utströmningsområden med kalkkross 0 - 3 mm
2001:6 Biobränslen i Söderhamn
2001:7 Entreprenörer i skogsbruket 1993-1998
2001:8A Skogspolitisk historia
2001:8B Skogspolitiken idag - en beskrivning av den politik och övriga faktorer som påverkar skogen och skogsbruket
2001:8C Gröna planer
2001:8D Föryngring av skog
2001:8E Fornlämningar och kulturmiljöer i skogsmark
2001:8G Framtidens skog
2001:8H De skogliga aktörerna och skogspolitiken
2001:8I Skogsbilvägar
2001:8J Skogen sociala värden
2001:8K Arbetsmarknadspolitiska åtgärder i skogen
2001:8L Skogsvårdsorganisationens uppdragsverksamhet
2001:8M Skogsbruk och rennäring
2001:8O Skador på skog
2001:9 Projekterfarenheter av landskapsanalys i lokal samverkan – (LIFE 96 ENV S 367) Uthålligt skogsbruk byggt på landskapsanalys i lokal samverkan
2001:11A Strategier för åtgärder mot markförsurning
2001:11B Markförsurningsprocesser
2001:11C Effekter på biologisk mångfald av markförsurning och motåtgärder
2001:11D Urvalskriterier för bedömning av markförsurning
2001:11E Effekter på kvävedynamiken av markförsurning och motåtgärder
2001:11F Effekter på skogsproduktion av markförsurning och motåtgärder
2001:11G Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av markförsurning och motåtgärder
2002:1 Ekskador i Europa
2002:2 Gröna Huset, slutrapport

- 2002:3 Project experiences of landscape analysis with local participation – (LIFE 96 ENV S 367) Local participation in sustainable forest management based on landscape analysis
- 2002:4 Landskapsekologisk planering i Söderhamns kommun
- 2002:5 Miljöriktig vedeldning - Ett informationsprojekt i Söderhamn
- 2002:6 White backed woodpecker landscapes and new nature reserves
- 2002:7 ÄBIN Satellit
- 2002:8 Demonstration of Methods to monitor Sustainable Forestry, Final report Sweden
- 2002:9 Inventering av frötäktssbestånd av stjärkek, bergkek och rödek under 2001 - Ekdöd, skötsel och naturvård
- 2002:10 A comparison between National Forest Programmes of some EU-member states
- 2002:11 Satellitbildsbaserade skattningar av skogliga variabler
- 2002:12 Skog & Miljö - Miljöbeskrivning av skogsmarken i Söderhamns kommun
- 2003:1 Övervakning av biologisk mångfald i skogen - En jämförelse av två metoder
- 2003:2 Fågelfaunan i olika skogsmiljöer - en studie på beståndsnivå
- 2003:3 Effektivare samråd mellan rennärning och skogsbruk -förbättrad dialog via ett utvecklat samrådsförfarande
- 2003:4 Projekt Nissadalen - En integrerad strategi för kalkning och askspridning i hela avrinningsområden
- 2003:5 Projekt Renbruksplan 2000-2002 Slutrapport, - ett planeringsverktyg för samebyarna
- 2003:6 Att mäta skogens biologiska mångfald - möjligheter och hinder för att följa upp skogspolitikens miljömål i Sverige
- 2003:7 Vilka botaniska naturvärden finns vid torplämningar i norra Uppland?
- 2003:8 Kalkgranskogar i Sverige och Norge – förslag till växtsociologisk klassificering
- 2003:9 Skogsägare på distans - Utvärdering av SVO:s riktade insatser för utbor
- 2003:10 The EU enlargement in 2004: analysis of the forestry situation and perspectives in relation to the present EU and Sweden
- 2004:1 Effektoppföljning skogsmarkskalkning tillväxt och trädvitalitet, 1990-2002
- 2004:2 Skogliga konsekvensanalyser 2003 - SKA 03
- 2004:3 Natur- och kulturinventeringen i Kronobergs län 1996 - 2001
- 2004:4 Naturlig föryngring av tall
- 2004:5 How Sweden meets the IPF requirements on nfp
- 2004:6 Synthesis of the model forest concept and its application to Vilhelmina model forest and Barents model forest network
- 2004:7 Vedlevande arters krav på substrat - sammanställning och analys av 3.600 arter
- 2004:8 EU-utvidgningen och skogsindustrin - En analys av skogsindustrins betydelse för de nya medlemsländernas ekonomier
- 2004:10 Om virkesförrådets utveckling och dess påverkan på skogsbrukets lönsamhet under perioden 1980-2002
- 2004:11 Naturskydd och skogligt genbevarande
- 2004:12 När vi skogspolitikens mångfaldsmål på artnivå? - Åtgärdsförslag för uppföljning och metodutveckling
- 2005:1 Access to the forests for disabled people
- 2005:2 Tillgång till naturen för människor med funktionshinder
- 2005:3 Besökarstudier i naturområden - en handbok
- 2005:4 Visitor studies in nature areas - a manual
- 2005:5 Skogshistoria år från år 1177-2005
- 2005:6 Vägar till ett effektivare samarbete i den privata tätortsnära skogen
- 2005:7 Planering för rekreation - Grön skogsbruksplan i privatägd tätortsnära skog
- 2005:8a-8c Report from Proceedings of ForestSAT 2005 in Borås May 31 - June 3
- 2005:9 Sammanställning av stormskador på skog i Sverige under de senaste 210 åren
- 2005:10 Frivilliga avsättningar - en del i Miljökvalitetsmålet Levande skogar
- 2005:11 Skogliga sektorsmål - förutsättningar och bakgrundsmaterial
- 2005:12 Målbilder för det skogliga sektorsmålet - hur går det med bevarandet av biologisk mångfald?
- 2005:13 Ekonomiska konsekvenser av de skogliga sektorsmålen
- 2005:14 Tio skogsägares erfarenheter av stormen
- 2005:15 Uppföljning av skador på fornlämningar och övriga kulturlämningar i skog
- 2005:16 Mykorrhizasvampar i örtrika granskogar - en metodstudie för att hitta värdefulla miljöer
- 2005:17 Forskningsseminarium skogsbruk - rennärning 11-12 augusti 2004
- 2005:18 Klassning av renbete med hjälp av ståndortsboniteringens vegetationstypsindelning
- 2005:19 Jämförelse av produktionspotential mellan tall, gran och björk på samma ståndort
- 2006:1 Kalkning och askspridning på skogsmark - redovisning av arealer som ingått i Skogsstyrelsens försöksverksamhet 1989-2003
- 2006:2 Satellitbildsanalys av skogsbilvägar över våtmarker
- 2006:3 Myllrande Våtmarker - Förslag till nationell uppföljning av delmålet om byggande av skogsbilvägar över värdefulla våtmarker
- 2006:4 Granbarkborren - en scenarioanalys för 2006-2009
- 2006:5 Överensstämmelse anmält och verkligt GROT-uttag?
- 2006:6 Klimathotet och skogens biologiska mångfald
- 2006:7 Arenor för hållbart brukande av landskapets alla värden - begreppet Model Forest som ett exempel
- 2006:8 Analys av riskfaktorer efter stormen Gudrun
- 2006:9 Stormskadad skog - föryngring, skador och skötsel
- 2006:10 Miljökonsekvenser för vattenkvalitet, Underlagsrapport inom projektet Stormanalys

2006:11 Miljökonsekvenser för biologisk mångfald - Underlagsrapport inom projekt Stormanalys
 2006:12 Ekonomiska och sociala konsekvenser i skogsbruket av stormen Gudrun
 2006:13 Hur drabbades enskilda skogsägare av stormen Gudrun - Resultat av en enkätundersökning
 2006:14 Riskhantering i skogsbruket
 2006:15 Granbarkborrens utnyttjande av vindfällan under första sommaren efter stormen Gudrun - (The spruce bark beetle in wind-felled trees in the first summer following the storm Gudrun)
 2006:16 Skogliga sektorsmål i ett internationellt sammanhang
 2006:17 Skogen och ekosystemansatsen i Sverige
 2006:18 Strategi för hantering av skogliga naturvärden i Norrtälje kommun ("Norrtäljeprojektet")
 2006:19 Kantzonens ekologiska roll i skogliga vattendrag - en litteraturöversikt
 2006:20 Ägoslag i skogen - Förslag till indelning, begrepp och definitioner för skogsrelaterade ägoslag
 2006:21 Regional produktionsanalys - Konsekvenser av olika miljöambitioner i länen Dalarna och Gävleborg
 2006:22 Regional skoglig Produktionsanalys - Konsekvenser av olika skötselregimer
 2006:23 Biomassaflöden i svensk skogsnäring 2004
 2006:24 Trädbränslestatistik i Sverige - en förstudie
 2006:25 Tillväxtstudie på Skogsstyrelsens obstyror
 2006:26 Regional produktionsanalys - Uppskattning av tillgängligt trädbränsle i Dalarnas och Gävleborgs län
 2006:27 Referenshägn som ett verktyg i vilt- och skogsförvaltning
 2007:1 Utvärdering av ÅBIN
 2007:2 Trädslagets betydelse för markens syra-basstatus - resultat från Ståndortskarteringen
 2007:3 Älg- och rådjursstammarnas kostnader och värden
 2007:4 Virkesbalanser för år 2004
 2007:5 Life Forests for water - summary from the final seminar in Lycksele 22-24 August 2006
 2007:6 Renskador i plant- och ungskog - en litteraturöversikt och analys av en taxeringsmetod
 2007:7 Övervakning och klassificering av skogsvattendrag i enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten - exempel från Emån och Öreälven
 2007:8 Svenskt skogsbruk möter klimatförändringar
 2007:9 Uppföljning av skador på fornlämningar i skogsmark
 2007:10 Utgör kvävegödning av skog en risk för Östersjön? Slutsatser från ett seminarium anordnat av Baltic Sea 2020 i samarbete med Skogsstyrelsen
 2008:1 Arenas for Sustainable Use of All Values in the Landscape - the Model Forest concept as an example
 2008:2 Samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarks- och ytvattenkalkning
 2008:3 Mercury Loading from forest to surface waters: The effects of forest harvest and liming
 2008:4 The impact of liming on ectomycorrhizal fungal communities in coniferous forests in Southern Sweden
 2008:5 Långtidseffekter av kalkning på skogsmarkens kol- och kväveförråd
 2008:6 Underlag för en nationell strategi för skötsel och skydd av sumpskogar
 2008:7 Regionala analyser om kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk
 2008:8 Frötäkt och frötäktsområden av gran och tall i Sverige
 2008:9 Vägledning vid skogsmarkskalkning
 2008:10 Områden som skogsmarkskalkning inom Skogsstyrelsens försöksverksamhet 2005-2007
 2008:11 Inventering av ädellövplanteringar på stormhyggen från 1999 i Skåne
 2008:12 Aluminiumhalter i skogsbäckar och variationen med avrinningsområdenas egenskaper
 2008:13 Åtgärder för ett uthålligt brukande av skogsmarken - resultat från studier finansierade inom Movib
 2008:14 Användningen av växtskyddsmedel inom skogsbruket
 2008:15 Skogsmarkskalkning
 2008:16 Skogsmarkskalkningens effekter på kemin i mark, grundvatten och ytvatten i SKOKAL-områdena 16 år efter behandling
 2008:18 Effekter av skogsbruk på rennäringen - en litteraturstudie
 2008:19 Hyggesfritt skogsbruk i ädellövskog - En litteratursammanställning
 2008:20 Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk i ädellövskogar - slutrapport för delprojekt Ädellöv
 2008:21 Skoglig kontinuitet och historiska kartor - en metodstudie för bokskog
 2008:22 Kontinuitetsskogar och Kontinuitetsskogsbruk - Slutrapport för delprojekt Skötsel - hyggesfritt skogsbruk
 2008:23 Naturkultur - Utvecklingen i försöksserien de 10 första åren
 2008:24 Jämförelse av ekonomi och produktion mellan trakthyggesbruk och blädning i skiktad granskog - analyser på beståndsnivå baserade på simulering
 2008:25 Skogliga konsekvensanalyser 2008 - SKA-VB 08
 2009:1 Åtgärdsplanering i reglerade vattendrag - arbetsgång och åtgärdsförslag i övre Ångermanälven
 2009:2 Skog & Historia i Uppland - Gröna Jobb 2004-2008
 2009:3 Utvärdering av metoder för kvantifiering av epifytiska hänglavar
 2009:4 Kartläggning och Identifiering av kontinuitetsskog
 2009:5 Skogsproduktion i stormområdet: Ett underlag för Skogsstyrelsens strategi för uthållig skogsproduktion
 2009:6 Ekonomisk beskrivning av konsekvenser i samband med ledningsintrång i skogsmark
 2009:7 Avverkning av nyckelbiotoper och objekt med höga naturvärden - en gis-analys och inventeringsdata från Polytax
 2009:8 Produktionsanalys i Gävleborgs län
 2009:9 Skogsstyrelsens erfarenheter kring samarbetsnätverk i landskapet
 2010:1 Föryngrar - Vårda - Skydda - Underlag för Skogsstyrelsens strategi för hållbar skogsproduktion

2010:2 Effektiv rådgivning – Slutrapport

2010:3 Markägarenkäten. Skogsstyrelsens delrapport för undersökningarna om processen för formellt skydd 2005-2008

2010:4 Landskapsansats för bevarande av skoglig biologisk mångfald – en uppföljning av 1997 års regionala bristanalys, och om behovet av samverkan mellan aktörer

2010:5 Översön av Skogsstyrelsens virkesmättningsföreskrifter – Analys och förslag

2010:6 Polytax 5/7 återväxttaxering: Resultat från 1999-2008

2010:7 Behöver omvandlingstalen mellan m³f ub och m³sk revideras? – En förstudie

2010:8 Åtgärdsprogram för bevarande av vitryggig hackspett och dess livsmiljöer 2005-2009 – Slutrapport

2010:9 Störningskänslighet hos lavar i barrskogar

2011:1 Polytax 5/7 återväxttaxering: Resultat från 1999-2009

2011:2 Inte klar

2011:3 Möjligheter att förbättra måluppfyllelse vad gäller miljöhänsyn vid förnyrningsavverkning: Rapport efter en analys och rådgivande prioritering av åtgärder

2011:4 Fastighetsavtal – vidareutveckling av modell till flygfärdig produkt, Slutrapport

2011:5 Nedre Ångermanälven och Faxälven – förslag till miljöförbättrande åtgärder

2011:6 Upprättade renbruksplaner – 2005-2010

2011:7 Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk – Slutrapport för delprojekt naturvärden

2011:8 Utredningsrapport – Långsiktig plan för Skogsstyrelsens inventeringar och uppföljningar

2012:1 Kommunikationsstrategi för Renbruksplan

2012:2 Förstudierapport, dialog och samverkan mellan skogsbruk och rennäring

2012:3 Hänsyn till kulturmiljöer – resultat från P3 2008-2011

2012:4 Kalibrering för samsyn över myndighetsgränserna avseende olika former av dikningsåtgärder i skogsmark

2012:5 Skogsbrukets frivilliga avsättningar

2012:6 Långsiktiga effekter på vattenkemi, öringbestånd och bottenfauna efter ask- och kalkbehandling i hela avrinningsområden i brukad skogsmark – utvärdering 13 år efter åtgärder mot försurning

Av Skogsstyrelsen publicerade Meddelanden:

- 1991:2 Vägplan -90
1991:5 Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag
1995:2 Gallringsundersökning 92
1995:3 Kontrolltaxering av nyckelbiotoper
1996:1 Skogsstyrelsens anslag för tillämpad skogsproduktionsforskning
1997:1 Naturskydd och naturhänsyn i skogen
1997:2 Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1996
1998:1 Skogsvårdsorganisationens Utvärdering av Skogspolitiken
1998:2 Skogliga aktörer och den nya skogspolitiken
1998:3 Föryngringsavverkning och skogsbilvägar
1998:4 Miljöhänsyn vid föryngringsavverkning - Delresultat från Polytax
1998:5 Beståndsanläggning
1998:6 Naturskydd och miljöarbete
1998:7 Rönjningsundersökning 1997
1998:8 Gallringsundersökning 1997
1998:9 Skadebilden beträffande fasta fornlämningar och övriga kulturmiljövärden
1998:10 Produktionskonsekvenser av den nya skogspolitiken
1998:11 SMILE - Uppföljning av sumpskogsskötsel
1998:12 Sköter vi ädellövskogen? - Ett projekt inom SMILE
1998:13 Riksdagens skogspolitiska intentioner. Om mål som uppdrag till en myndighet
1998:14 Swedish forest policy in an international perspective. (Utfört av FAO)
1998:15 Produktion eller miljö. (En mediaundersökning utförd av Göteborgs universitet)
1998:16 De trädbevuxna impedimentens betydelse som livsmiljöer för skogslevande växt- och djurarter
1998:17 Verksamhet inom Skogsvårdsorganisationen som kan utnyttjas i den nationella miljöövervakning
1998:19 Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1998
1999:1 Nyckelbiotopsinventeringen 1993-1998. Slutrapport
1999:3 Sveriges sumpskogar. Resultat av sumpskogsinventeringen 1990-1998
2001:1 Skogsvårdsorganisationens Årskonferens 2000
2001:2 Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling
2001:3 Kontrollinventering av nyckelbiotoper år 2000
2001:4 Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken
2001:5 Miljöövervakning av Biologisk mångfald i Nyckelbiotoper
2001:6 Utvärdering av samråden 1998 Skogsbruk - rennäring
2002:1 Skogsvårdsorganisationens utvärdering av skogspolitikkens effekter - SUS 2001
2002:2 Skog för naturvårdsändamål – uppföljning av områdesskydd, frivilliga avsättningar, samt miljöhänsyn vid föryngringsavverkning
2002:4 Action plan to counteract soil acidification and to promote sustainable use of forestland
2002:6 Skogsmarksgödsling - effekter på skogshushållning, ekonomi, sysselsättning och miljön
2003:1 Skogsvårdsorganisationens Årskonferens 2002
2003:2 Konsekvenser av ett förbud mot permetrinbehandling av skogsplantor
2004:1 Kontinuitetsskogar - en förstudie
2004:2 Landskapsekologiska kärnområden - LEKO, Redovisning av ett projekt 1999-2003
2004:3 Skogens sociala värden
2004:4 Inventering av nyckelbiotoper - Resultat 2003
2006:1 Stormen 2005 - en skoglig analys
2007:1 Övervakning av insektsangrepp - Slutrapport från Skogsstyrelsens regeringsuppdrag
2007:2 Kvävegödsling av skogsmark
2007:3 Skogsstyrelsens inventering av nyckelbiotoper - Resultat till och med 2006
2007:4 Fördjupad utvärdering av Levande skogar
2007:5 Hållbart nyttjande av skog
2008:1 Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk
2008:2 Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring
2008:3 Skogsbrukets frivilliga avsättningar
2008:4 Rundvirkes- och skogsbränslebalanser för år 2007 – SKA-VB 08
2009:1 Dikesrensningens regelverk
2009:2 Viltanpassad Skogsskötsel – Skogliga åtgärder för att minska skador
2009:3 Ny metod och nya definitioner i uppföljningen av frivilliga avsättningar
2009:4 Stubbekörd – kunskapssammanställning och Skogsstyrelsens rekommendationer
2009:5 Vidareutveckling av pågående viltskadeinventeringar
2009:6 En märkbar förändring i skogsägarnas vardag – Projekt Skogsägarnas myndighetskontakter
2009:7 Regler om användning av främmande trädslag
2010:1 Vattenförvaltningen i skogen
2010:2 Nationell tillämpning av FLEGT – Forest Law Enforcement, Governance and Trade
2011:1 Rillsyn enl 9 kap miljöbalken av verksamhet på mark som omfattas av skogsvårdslagen
2011:2 Skogs- och miljöpolitiska mål – brister, orsaker och förslag på åtgärder
2011:3 Skogliga inventeringsmetoder i en kunskapsbaserad älgförvaltning

2011:4	Uppdrag om nationella bestämmelser som kompletterar EU:s timmerförordning samt om revidering av virkesmätningsslagsstiftningen
2011:5	Uppföljning av hänsyn till rennäringen
2011:6	Översyn av föreskrifter och allmänna råd för 30 paragrafen SvL – Del 1
2011:7	Hjordjurens inverkan på tillväxt av produktionsträd och rekrytering av betesbegärliga trädslag – problembeskrivning, orsaker och förslag till åtgärder
2012:1	Förslag på regelförenklingar i skogsvårdslagsstiftningen
2012:2	Uppdrag om nationella bestämmelser som kompletterar EU:s timmerförordning

Beställning av Rapporter och Meddelanden

Skogsstyrelsen,
 Böcker och Broschyrer
 551 83 JÖNKÖPING
 Telefon: 036 – 35 93 40
 växel 036 – 35 93 00
 fax 036 – 19 06 22
 e-post: bocker@skogsstyrelsen.se
www.skogsstyrelsen.se/bocker

I Skogsstyrelsens Meddelande-serie publiceras redogörelser, utredningar m.m. av officiell karaktär. Innehållet överensstämmer med myndighetens policy.

I Skogsstyrelsens Rapport-serie publiceras redogörelser och utredningar m.m. för vars innehåll författaren/författarna själva ansvarar.

Skogsstyrelsen publicerar dessutom fortlöpande: Foldrar, broschyrer, böcker m.m. inom skilda skogliga ämnesområden. Skogsstyrelsen är också utgivare av tidningen SkogsEko.

Nissadalen nära Halmstad ligger i ett av Sveriges mest försurningsdrabbade områden. I slutet av 1990-talet var vattendragen i området mycket starkt försurningspåverkade och det befarades att det skulle vara mycket svårt, eller till och med omöjligt, för området att återhämta sig fullt ut. Mot denna bakgrund startade år 1997 EU-Life-projektet ”En integrerad strategi för kalkning av avrinningsområden” i Nissadalen. Syftet med projektet har varit att utveckla och demonstrera en behandlingsmetod som både motverkar effekterna av försurning och påskyndar återhämtning i mark och vatten. Skogsstyrelsen har sedan 1998 samordnat projektet.