



Länstyrelserna

Västra Götalands, Hallands och Jönköpings län



Vattenkvalitet i skogs bäckar 1999-2016

En analys av tidstrender i brukade och obrukade
avrinningsområden i sydvästra Sverige

Rapportnummer Länsstyrelsen i Västra Götalands län: 2018:60

ISSN: 1403-168X

Rapportnummer Länsstyrelsen i Hallands län: 2018:22

Rapportnummer Länsstyrelsen i Jönköpings län: 2018:34

Författare: Cecilia Akselsson, Institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap, Lunds universitet

Johanna Stadmark, Geologiska institutionen, Lunds universitet

Maria Kahlert, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet
(kapitlet om kiselalger)

Projektledare: Steffi Gottschalk, Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Projektgrupp: Katrina Envall, Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Kajsa Wellbro, Länsstyrelsen i Hallands län

Friederike Ermold, Länsstyrelsen i Jönköpings län

Elisabet Andersson, Skogsstyrelsen

Foto omslag: Elisabet Andersson

Utgivare: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenavdelningen

Rapporten citeras som *Akselsson, C., Stadmark, J. och Kahlert, M. (2018). Vattenkvalitet i skogs-
bäckar 1999-2016. En analys av tidstrender i brukade och obrukade avrinningsområden i sydvästra
Sverige. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, rapportnr. 2018:60.*

Rapporten finns som pdf på www.lansstyrelsen.se/vastra-gotaland under Publikationer/Rapporter.

Innehåll

Del A: Vattenkvalitet i skogsbäckar	- 4 -
Introduktion	- 5 -
Bakgrund	- 5 -
Syfte	- 5 -
Material och metoder	- 6 -
Områdesbeskrivning	- 6 -
Tillgängliga data	- 9 -
Databearbetning	- 9 -
Statistisk analys	- 10 -
Resultat och diskussion	- 11 -
Volymvägda halter av försurnings- och kväverelaterade parametrar	- 11 -
Arealförluster av kväve och fosfor	- 25 -
Halter av metaller	- 32 -
Skiljer sig trenderna åt mellan brukade och obrukade områden?	- 35 -
Hur kopplar resultaten till miljömålen?	- 36 -
Hur kan mätprogrammet och utvärderingen förbättras?	- 36 -
Slutsatser	- 38 -
Referenser	- 39 -
Del B: Skogsbrukets påverkan på små skogsbäckar	- 40 -
Introduktion	- 41 -
Bakgrund	- 41 -
Skogsstyrelsens miljöhänsynsuppföljning	- 41 -
Syfte	- 42 -
Material och metoder	- 43 -
Områdesbeskrivning	- 43 -
Provtagning och analys	- 47 -
Vattenkemi	- 47 -
Kiselalger	- 47 -
Resultat	- 51 -
Halter i ytvatten	- 51 -
Kiselalger	- 56 -
Hur kan upplägg av mätningar förbättras?	- 60 -
Vattenkemi	- 60 -
Kiselalger	- 60 -

Slutsatser	- 61 -
Referenser	- 62 -
Bilaga 1: Taxalistor kiselalger	- 63 -

Del A: Vattenkvalitet i skogsbäckar

Introduktion

Bakgrund

Vattenkvaliteten i skogsbäckar påverkas av atmosfäriskt nedfall samt av omgivande marker och hur de brukas. Det höga nedfallet av svavel och kväve, som nådde sin kulmen under 1960-1980-talen (Engardt m.fl., 2017), har starkt påverkat tidstrenderna i avrinningskemin de senaste decennierna. I takt med att nedfallet har minskat har skogsbrukets påverkan fått större relativ betydelse, speciellt om inte bara stammen utan även grot (grenar och toppar) skördas (Iwald m.fl., 2016; Moldan m.fl. 2017). Skogsbruket kan därmed påverka återhämtningen från försurningen, vilket är ett skäl till att en ny indikator, ”Försurning från skogsbruk”, har införts i miljömålet *Bara naturlig försurning* från och med 2018.

Även utlakning av oorganiskt kväve från skogsmark, som kopplar till miljömålet *Ingen övergödning*, påverkas av både atmosfäriskt nedfall och skogsbruk. Kvävenedfallet har inte minskat alls i samma utsträckning som svavelnedfallet. Skogen har i grunden en positiv effekt på övergödningens mål, genom att skogen tar upp merparten av det kväve som deponeras, och utlakningen av kväve från växande skog är därmed generellt mycket låg. I Sverige är utlakning av oorganiskt kväve från växande skog vanligt enbart i de allra sydvästligaste delarna av landet, där kvävenedfallet varit som högst (Akselsson m.fl., 2010). Det finns farhågor om att fortsatt ackumulering av kväve i marken kan öka utlakningen i framtiden. Klimatförändringen kan öka eller minska denna risk, beroende på hur tillväxt och nedbrytning påverkas, vilket också är viktigt att följa upp. Vid avverkning frigörs alltid oorganiskt kväve, och utlakningen är störst i de kväverikaste markerna. Hur mycket som når ytvattnet beror till stor del på hur avverkningarna utförs.

Skogsmarken innehåller tungmetaller som deponerats under lång tid, och som under vissa omständigheter kan lakas ut till ytvattnet. Detta innebär att det även finns en koppling till miljömålet *Giftfri miljö*. Några metaller lakas lättare ut vid låga pH, vilket innebär att det finns en koppling till försurningsfrågan. Skogsbruk som innebär omrörning, körskador eller liknande kan även leda till mobilisering av tungmetallerna, och ökad utlakning (Munthe och Hultberg, 2004). Kvicksilverutsläppen har minskat under senare år och internationella konventioner, som Minimatakonventionen, sätter fokus på frågan. Många av Sveriges ytvatten har en för hög kvicksilverhalt för att anses kunna uppnå god status enligt EU:s vattendirektiv och Livsmedelsverket rekommenderar att många arter av insjöfisk ska konsumeras sparsamt eftersom kvicksilver ackumuleras i näringskedjan.

Inom Länsstyrelsernas gemensamma delprogram ”Vattenkvalitet i skogsbäckar” analyseras vattenkemi i fem skogsbäckar i brukade avrinningsområden i Hallands, Jönköpings och Västra Götalands län sedan 1996, vilket gör att det nu finns långa tidsserier av stort värde för att studera trender över tiden. Syftena med mätningarna är att belysa långsiktiga trender för försurande ämnen och metaller från brukad skogsmark och att bedöma hur skogsbruksåtgärder påverkar läckaget av dessa ämnen. Delprogrammet har utvärderats tidigare (Zetterberg och Westling, 2006; Löfgren, 2012). Inga tydliga skogsbrukseffekter har då kunnat påvisas. Nu är tidsserierna avsevärt längre, vilket föranleder en ny utvärdering.

Syfte

Syftena med denna studie är:

- att analysera tidstrender för kväve, fosfor, metaller och försurningsrelaterade parametrar i fem brukade och fem obrukade avrinningsområden i sydvästra Sverige, och jämföra resultaten,
- att sätta resultaten i ett miljömålsperspektiv,
- att diskutera förbättringsmöjligheter för miljöövervakningsprogrammet.

Material och metoder

Volymvägda halter i ytvatten i fem brukade och fem obrukade avrinningsområden användes för denna studie. Tidsserierna för olika element i ytvattnet i brukade och obrukade områden redovisas parvis, baserat på geografiskt läge. Dessutom gjordes en statistisk trendanalys för ett stort antal element i samtliga områden. Slutligen beräknades arealförluster av kväve och fosfor, och även för dessa redovisas brukade och obrukade områden parvis, och samtliga tidsserier analyserades statistiskt. Data för ytvattenkemi för åren 1996-2016 var tillgängliga för studien, men vattenföringsdata saknades för flera av områdena under perioden 1996-1998, och därför begränsades analysen till perioden 1999-2016.

Områdesbeskrivning

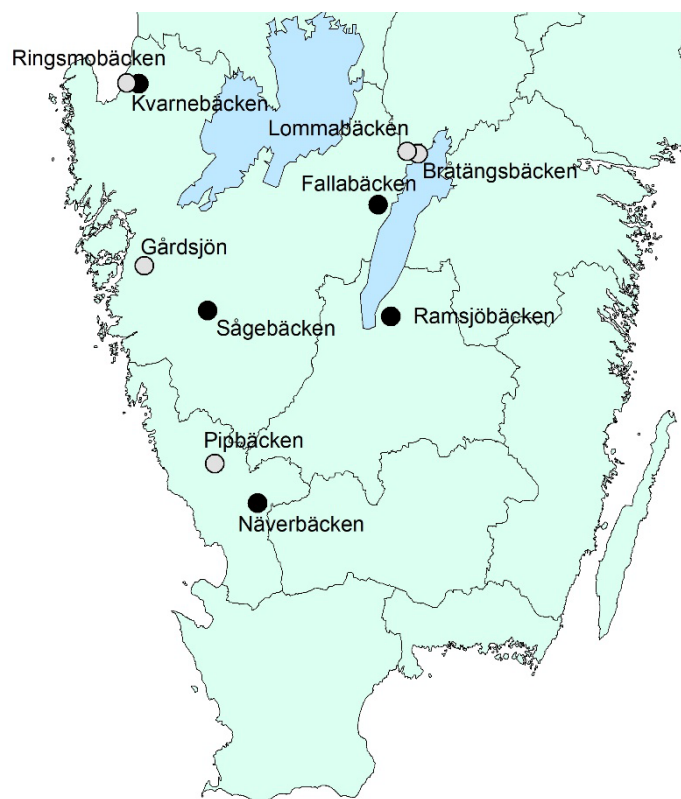
De 10 avrinningsområden, 5 brukade och 5 obrukade, som ingår i studien visas i Figur 1 och Tabell 1, och utbredningen för de brukade områdena visas i Figur 2. Områdena analyserades statistiskt var för sig, men presentationerna i diagram görs parvis, där ett brukat område jämförs med en obrukad ”referens”. Den parvisa uppdelningen baserades på geografiskt läge (Figur 1). Kvarnebäcken (brukad) och Ringsmobäcken (obrukad) ligger mycket nära varandra i norra Västra Götalands län. Sågebäcken (brukad) och Gårdsjön (obrukad) ligger längre söderut i länet. I Halland finns Näverbäcken (brukad) och Pipbäcken (obrukad). Längre österut finns två brukade områden, Fallabäcken i östra delen av Västra Götalands län och Ramsjöbäcken i Jönköpings län, samt två obrukade, Bråtängsbäcken och Lommabäcken som ligger mycket nära varandra i nordöstligaste Västra Götalands län. Flöde och vattenkemi var mycket lika i Bråtängsbäcken och Lommabäcken. För att visa vattenkemin i båda områdena kopplades Fallabäcken och Ramsjöbäcken ihop med var sitt område; Fallabäcken med Lommabäcken och Ramsjöbäcken med Bråtängsbäcken. Avverknings har skett kontinuerligt i de brukade avrinningsområdena (Figur 3) och under perioden 1999-2016 har 8-36 % av ytan förnygringsavverkats (Tabell 1).

Tabell 1. De obrukade och brukade områdenas storlek och andelen som har förnygringsavverkats under perioden 1999-2016 (om inget annat anges).

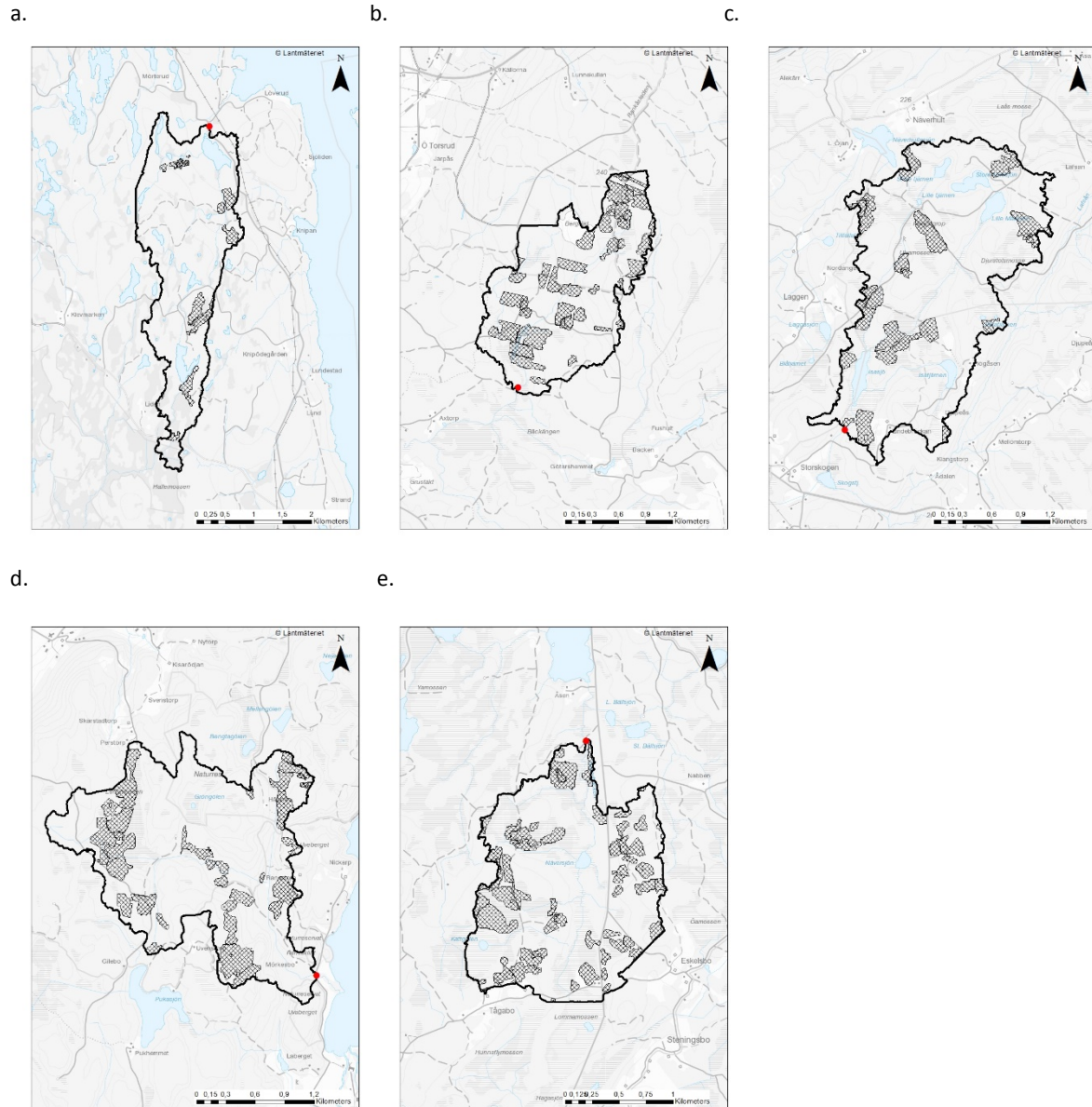
Lokal	Avrinningsområdets storlek enligt tidigare kartläggning (ha). Användes i denna studie ^a	Avrinningsområdets storlek enligt ny kartläggning (ha) ^a	Andel av avrinningsområdet som har förnygringsavverkats 1999-2016 (%)	Län
Brukade				
Näverbäcken	334	314	22	Hallands län
Kvarnebäcken	698	646	8	Västra Götalands län
Sågebäcken	442	460	21	Västra Götalands län
Fallabäcken ^b	340	286	36	Västra Götalands län
Ramsjöbäcken	460	415	24	Jönköpings län
Obrukade				
Pipbäcken	93			Hallands län
Ringsmobäcken	112			Västra Götalands län
Gårdsjön	37			Västra Götalands län
Lommabäcken	104			Västra Götalands län
Bråtängsbäcken	657			Västra Götalands län

^a En ny högupplöst höjddatabas (2*2 m) har använts av Länsstyrelsen i Västra Götaland för att ta fram avgränsningen för avrinningsområdena med ökad noggrannhet. De nya avgränsningarna var dock inte färdiga i tid för att kunna användas i den aktuella utvärderingen, men ska användas i nästa utvärdering.

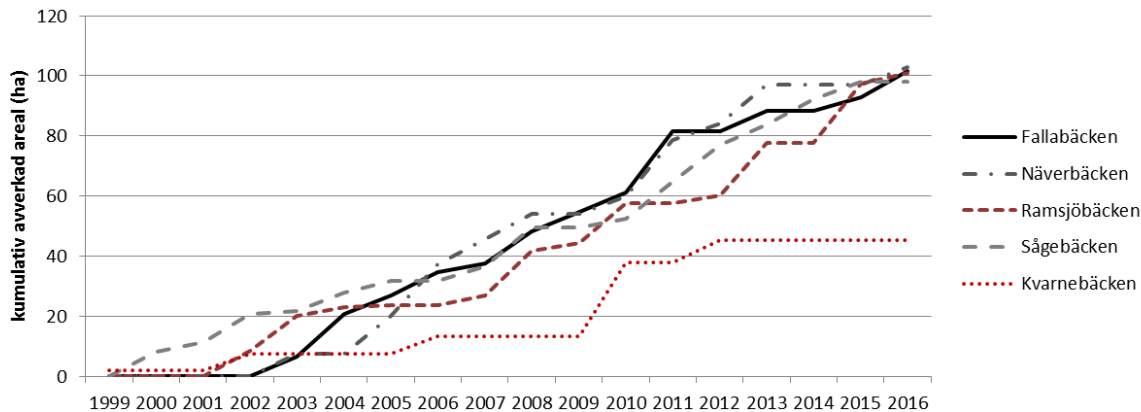
^b 1999-2013



Figur 1. Brukade (svarta markeringar) och obrukade (gråa markeringar) avrinningsområden som ingår i studien.



Figur 2. De brukade avrinningsområdena: Kvarnebäcken (a), Fallabäcken (b), Sågebäcken (c), Ramsjöbäcken (d) och Näverbäcken (e). De skuggade områdena är områden som avverkat mellan 1999 och 2016. De röda punkterna visar var mätningarna är gjorda.



Figur 3. Avverkad areal inom respektive avrinningsområde under perioden 1999-2016. I Kvarnebäcken har ytterligare ca 8 ha avverkats någon gång under perioden, men utan närmare tidsangivelse.

Tillgängliga data

Modellerad lokal vattenföring från SMHI (HYPE_version_5_4_0), arealviktad för bäckens avrinningsområde i förhållande till det modellerade områdets storlek, har använts för alla bäckar utom Ramsjöbäcken och Gårdsjön, där vattenföringen mäts kontinuerligt vid provtagningspunkterna. För Näverbäcken användes vattenföringsdata från den närliggande Galtabäcken då det avrinningsområdets förhållande mellan skog och sjöyta överensstämmer bättre med förhållandena i Näverbäckens avrinningsområde än det större avrinningsområdet "Mynnar i Klubbån" som Näverbäcken är en del av. Vattenföringsdata finns tillgänglig dygnsvis för alla bäckarna.

Vattenkemidata (halter av sulfatsvavel, klorid, kalcium, magnesium, natrium, kalium, pH, totalt organiskt kol, totalkväve, nitratkväve, ammoniumkväve, fosfatfosfor, totalfosfor samt metallhalter) har samlats in inom ramen för regionala och nationella miljöövervakningsprogram och inom programmet Integrated Monitoring (IM) i Hallands, Jönköpings och Västra Götalands län.

Avverkningsdata har hämtats från Skogsdataportalen och omfattar perioden 1999-2016 för de brukade skogsområdena.

Databearbetning

Provtagningsfrekvensen för vattenkemiska parametrar är från varannan vecka till en gång per månad under perioden 1999-2016 för de flesta ämnen och bäckar som presenteras i denna rapport. I Fallabäcken avslutades mätningarna 2013. För att beräkna flödesvägda månadmedelvärden för de olika parametrarna har de uppmätta halterna interpolerats mellan mättillfällena och den beräknade eller uppmätta dygnshalten därefter multiplicerats med dygnsvattenföringen och medelvärdet per månad beräknats. För januari 1999 och december 2016 har data för en del parametrar (där tidigare och/eller senare mätningar saknades) uppskattats med hjälp av data från samma period andra år, för att få volymvägda halter för samtliga månader, samt arealförluster av kväve och fosfor per år.

Perioder där data saknas har utelämnats i beräkningarna. Det kan till exempel vara månader med låg vattenföring (på grund av torka eller is) där en stor andel av data saknas och ett flödesvägt medelvärde för månaden inte kunnat beräknas.

I de fall mätvärdena varit under detektionsgränsen för analysmetoden som använts har halva detektionsgränsvärdet använts i beräkningarna. I några fall har detektionsgränsen ändrats under mätperioden, exempelvis för fosfat under 2015 och 2016 i några bäckar, vilket kan ha lett till en viss överskattning av fosfat i förhållande till totalfosfor de åren.

Metaller har provtagits med längre intervall än försurnings- och övergödningsparametrar, oftast en gång per månad. I denna rapport presenteras halter och eventuella trender för kadmium (Cd), koppar (Cu), bly (Pb), zink (Zn), järn (Fe), mangan (Mn), aluminium (Al) och kvicksilver (Hg). Aluminiumfraktionerna som analyserats skiljer sig åt mellan bäckarna och i denna rapport presenteras oorganiskt aluminium (Al_i) i de fall det har kunnat beräknas. Kviksilvermätningar (Hg och i Gårdsjön även MeHg) har gjorts med ibland långa mellanrum och data för Hg redovisas därför som koncentration vid mättillfällena, istället för som flödesvägda månadsvärden.

Arealförluster av kväve och fosfor på årsbasis har beräknats som flödesvägda månadshalter multiplicerat med vattenföringen för respektive månad delat med avrinningsområdets storlek. Resultaten redovisas i form av oorganiskt (NO₃⁻+NO₂⁻ + NH₄⁺) kväve och organiskt kväve (totalkväve minus oorganiskt kväve), respektive fosfatfosfor (PO₄-P) och övrig fosfor (totalfosfor minus PO₄-P).

Granskning av rapporterade data har inte skett inom ramen för detta projekt. I de fall uppenbara felaktigheter har hittats har de hanterats enligt ovan.

Statistisk analys

Tidsserierna analyserades statistiskt med de oparametriska testerna Mann Kendall och Seasonal Kendall (Mann, 1945; Hirsch and Slack, 1984). Seasonal Kendall användes för volymvägda halter, där det finns data för olika säsonger. Mann-Kendall användes för årliga arealförluster, samt för halter av kvicksilver, då mätningar för kvicksilver inte var tillräckligt frekventa för att kunna dela upp på årstider i de flesta av områdena. Enstjärnig signifikans motsvarar ett p-värde mindre än 0.05, tvåstjärnig signifikans motsvarar p<0.01 och trestjärnig signifikans p<0.001.

Resultat och diskussion

Volymvägda halter av försurnings- och kväverelaterade parametrar

Tidsserier för samtliga avrinningsområden visas i Figur 4-12 för avrinning, kväve (nitrat och ammonium), försurningsrelaterade parametrar (sulfatsvavel, kalcium, pH och ANC), klorid som ett mått på havssaltspåslaget samt TOC som behövs som en delförklaring för pH-utvecklingen. I Figur 13 visas tidsserier för oorganiskt aluminium för de tre bäckar för vilka det finns tidsserier. Signifikanta förändringar för dessa och andra parametrar presenteras i Tabell 2.

Avrinningen är en viktig förklaringsfaktor för variationen i ytvattenkemin. Avrinningen var som förväntat högst i de västligare områdena som har mer nederbörd (Figur 4). Överensstämmelsen mellan brukat och obrukat område i de olika paren är mycket god, vilket indikerar att indelningen är gjord på ett bra sätt med avseende på nederbörd. Avvikelsena till de obrukade områdena är störst för Fallabäcken och Ramsjöbäcken, vilka är de som har längst avstånd till ett referensområde. I Figur 4 framgår även att det finns en betydande mellanårsvariation.

Tidstrenden för **sulfatsvavel (SO₄-S)** är viktig vid analys av återhämtning från försurning, men förväntas inte påverkas i någon större utsträckning av skogsbruk, eftersom svavel bara tas upp i små mängder i träd. Om inte halten minskar kan inte heller försurningsrelaterade parametrar som pH och ANC förväntas minska. Halten SO₄-S minskade signifikant i alla områden, såväl brukade som obrukade, utom Ramsjöbäcken (Figur 5). Ramsjöbäcken utmärkte sig också genom att variationen mellan mätstillfällena var mycket stor, vilket även gällde andra ämnen. Variationer kan inte förklaras av variationen i avrinningsmängder, men skulle kunna förklaras av att vattnet tar olika vägar genom avrinningsområdet under olika flödesförhållanden. Två brukade områden, Ramsjöbäcken och Fallabäcken, hade genomgående högre SO₄-S-halter än motsvarande referensområde. För Sågebäcken var förhållandet det omvända, medan Näverbäcken och Kvarnebäcken låg på samma nivå som tillhörande referensområden. Skillnader i sulfatsvavelhalt mellan områden kan bero på skillnader i svavelnedfall och/eller skillnader i markegenskaper. De högre halterna i Gårdsjön jämfört med Sågebäcken beror troligtvis i hög grad på att Gårdsjön på grund av sitt västliga läge tagit emot mer svavelnedfall genom åren. Även för Ramsjöbäcken och Fallabäcken kan skillnaderna i halter bero på skillnader i svavelnedfall, men även på markegenskaper. Sulfatsvavel som adsorberats i marken när svavelnedfallet var högst, desorberas nu under återhämtningsprocessen (Eriksson m.fl., 1992). Olika jordar har olika kapacitet att adsorbiera sulfatsvavel och därför varierar mängden som nu frigörs till marklösningen. I Gårdsjön har vid ett par tillfällen extremt höga halter av sulfatsvavel uppmätts, vilket kan förklaras med att det var lågt flöde i anslutning till provtagningstillfällena.

Klorid (Cl) kommer till största delen från havssalt. Havssalt är neutralt, men kan leda till jonbyte på markpartiklarna, där natrium byter ut andra positiva joner. I sura marker är en stor del av de positiva jonerna som byts ut vätejoner, som potentiellt kan läcka ut till vattendrag. När detta sker vid havssaltsepisoder kallas det ”surstöt”. I kustnära områden är havssaltspåslaget konstant förhöjt, vilket har stor påverkan på mark- och vattenkemi. Cl är därmed en viktig förklaringsfaktor för variationer i vattenkemi, men kan precis som svavel inte förväntas påverkas av skogsbruk i någon större utsträckning. Näverbäcken och Kvarnebäcken uppvisade Cl-halter på samma nivå som motsvarande referensområden (Figur 6), precis som var fallet för SO₄-S. Även övriga områden följde samma mönster som SO₄-S, Ramsjöbäcken och Fallabäcken hade genomgående högre halter av Cl än motsvarande referensområden, medan Sågebäcken hade avsevärt lägre Cl-halter än dess referensområde Gårdsjön. Detta mönster kan till viss del förklaras av att gradienten för havssaltsnedfall är ungefär den samma som gradienten för svavelnedfall. Gårdsjön, som är det mest havsnära området, uppvisade i särklass högst Cl-halter. Utöver skillnader i deposition kan olika processer i marken påverka frigörandet av kloridjoner, och skillnader i markegenskaper kan spela roll för hur mycket som frigörs.

Kalcium (Ca) är en av baskatjonerna (Ca, Mg, Na och K). När marken utsätts för surt nedfall utlakas baskatjoner från marken, vilket leder till att en större andel av de positiva jonerna i marken utgörs av väte och aluminium. Buffringkapaciteten i marken minskar. När syranedfallet minskar, som det gjort de senaste decennierna, minskar anjonflödet från mark till vatten, och därmed också katjonflödet. Därför liknar ofta trenden för Ca-halten den för SO₄-S. Baskatjonerna Ca, Mg och K är viktiga näringsämnen som tas upp i träden, och som förs

bort när träden skördas. Bortförelsen är avsevärt större om inte bara stammar, utan även grenar och toppar tas ut, eftersom koncentrationen av näringsämnen är högre där än i stammen. Bortförelsen av baskatjoner ökar även genom utlakning vid avverkning, då nitratkväve utlakas och tar med sig positiva joner, däribland baskatjoner. Förlusterna av baskatjoner kan av dessa två anledningar förväntas vara större i brukad än i obrukad skog. Ca-halten var högre i samtliga brukade områden än i motsvarande obrukade områden (Figur 7). Förklaringen till detta är troligtvis skillnader i markförhållanden. Halten Ca minskade signifikant i två av de fem brukade och fyra av de fem obrukade områdena. Minskningen kan förklaras av det minskade flödet av sulfatsvavel, som även innebär minskade flöden av katjoner. Minskningen är inte lika tydlig som för sulfatsvavel, vilket beror på att även andra katjoner påverkas, och att även variationer i klorid och nitrat spelar roll för katjonflödet. Ca-halten påverkas mer av anjonflödet än av skogsbruket under den aktuella perioden, och inga slutsatser kan dras om skillnader mellan brukade och obrukade områden. Eftersom avverkningen skett kontinuerligt (Figur 3) kan inte heller några tillfälliga förändringar på grund av avverkningen identifieras för Ca eller de andra vattenkemiska parametrarna.

Nitrit + Nitratkväve (NO₂+NO₃-N) förekommer i väldigt liten utsträckning i markvatten i växande skog i Sverige, förutom allra längst i sydväst, i Skåne och delar av Halland (Akselsson m.fl., 2010), eftersom skogen tar upp merparten av kvävet. Vid avverkningen ökar dock halten kraftigt, och ju mer kväve som finns i marken, desto större blir ökningen (Akselsson m.fl., 2004). Högst halter skulle kunna förväntas i de sydvästligare delarna på grund av nedfallsgradienten. Hur skogsbruk påverkar är svårare att förutse, eftersom halterna bör minska vid högre tillväxt, som det kan antas vara i de brukade områden, men ökar vid avverkningar, som ju enbart sker i de brukade områdena. Halterna var högst i Näverbäcken och Pipbäcken i Hallands län, samt i Ramsjöbäcken i Jönköpings län (Figur 8). Näverbäcken och Pipbäcken är de sydvästligaste områdena, och att de har relativt höga halter stämmer därmed med resonemanget ovan. Ramsjöbäcken skiljer sig som tidigare nämnts från övriga områden, med stor säsongsvariation för flera ämnen. Ramsjöbäcken och Fallabäcken har uppvisat generellt högre halter än motsvarande obrukade områden, medan förhållandet är det omvända i Näverbäcken och Pipbäcken. I Gårdsjön finns två mycket höga toppar, som troligtvis beror på att det var lågt flöde. Nitratkvävehalten har minskat signifikant i två brukade och två obrukade områden. Detta indikerar att det inte är skogsbruket som har lett till minskningen. Det finns en mycket tydlig årstidsvariation för NO₃-N, med högst halter på vinterhalvåret, då upptaget i vegetationen är litet, och lägst halter på sommarhalvåret, då upptaget är stort. Det går inte, utifrån dessa platser, att dra några slutsatser om skogsbrukets påverkan på halten nitratkväve.

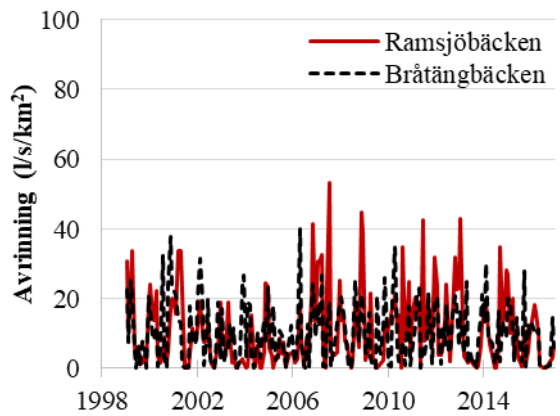
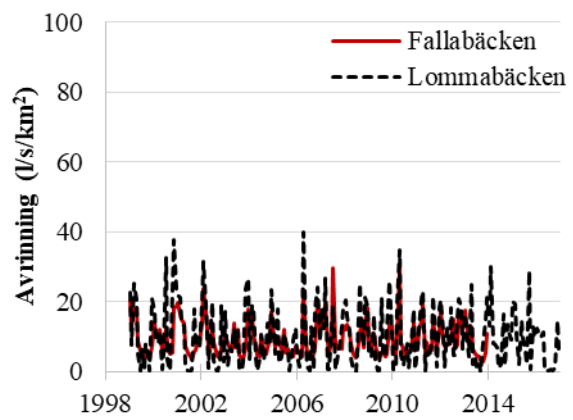
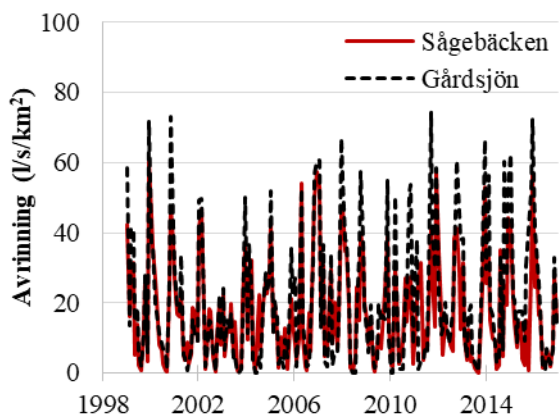
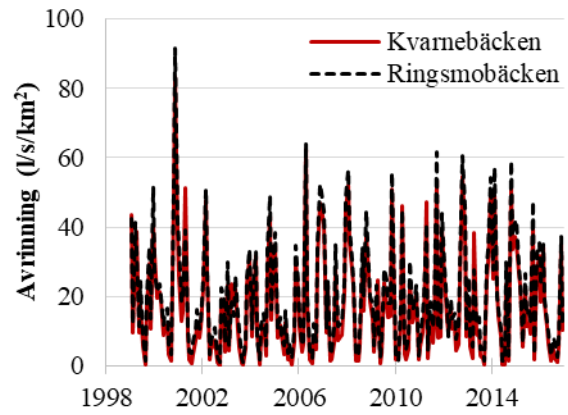
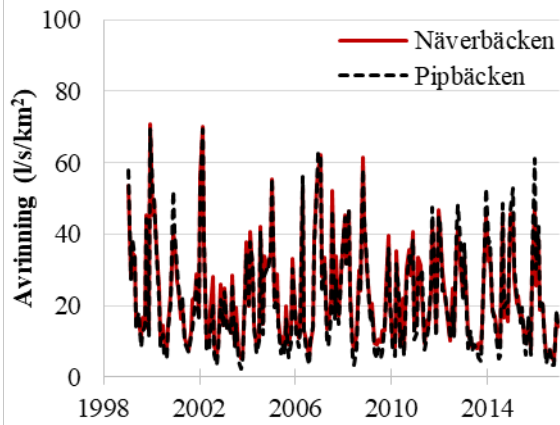
Halten **ammoniumkväve (NH₄-N)** i markvattnet är generellt låg i växande skog. Efter avverkning brukar halten höjas temporärt, men inte alls i samma utsträckning som NO₃-N, och halten brukar sjunka snabbt igen. Nedfall och skogsbruk påverkar på samma sätt som för NO₃-N, men eftersom avverkningseffekten på NH₄-N är mindre kan skogsbrukets påverkan förväntas vara mindre. Halterna låg generellt på en något högre nivå i det obrukade området Pipbäcken i Halland än i övriga områden, men i flera andra områden finns tillfälligt kraftigt förhöjda värden (Figur 9). Det finns en årstidsvariation, men den är inte lika tydlig som för NO₃-N. Halterna har minskat signifikant i Näverbäcken, Pipbäcken, Sågebäcken och Ringsmöbäcken. I Gårdsjön har en signifikant ökning påvisats, men det är osäkert om detta är en verklig ökning, eller om det beror på ändrade analysmetoder.

Halten av totalt **organiskt kol (TOC)** i ytvatten kan påverkas av klimat, markanvändning och nedfall av försurande ämnen (Monteith m.fl., 2007; Kritzberg 2017). En ökning av TOC innebär brunifiering av ytvatten. TOC är även viktigt att beakta då försurningsparametrarna pH och ANC (syranutraliserande förmåga) studeras, eftersom ett högre TOC innebär mer organiska syror och därför leder till lägre pH, utan att ANC påverkas. Skillnader i TOC mellan olika områden beror mycket på områdenas karaktär, med avseende på andel våtmarker, m.m. Det finns en mycket tydlig årstidsvariation för TOC, med högst värden på sommarhalvåret då mest nedbrytning sker och lägst på vintern (Figur 10). Hallandsområdena Näverbäcken och Pipbäcken utmärker sig med störst fluktuationer och högst halter under sommarhalvåret. I sju av de 10 bäckarna har halten TOC ökat signifikant, vilket återspeglar den generella ökningen som konstaterats i exempelvis de svenska trendvattendragen under samma period. Den ökande halten organiskt kol kan förklaras med förändringar i klimatet (högre temperatur ger exempelvis mer nedbrytning), återhämtning från försurning (det organiska materialet binds inte längre lika hårt i marken) och en ökad mängd gran i avrinningsområdena (granen avger organiskt material till vattnet).

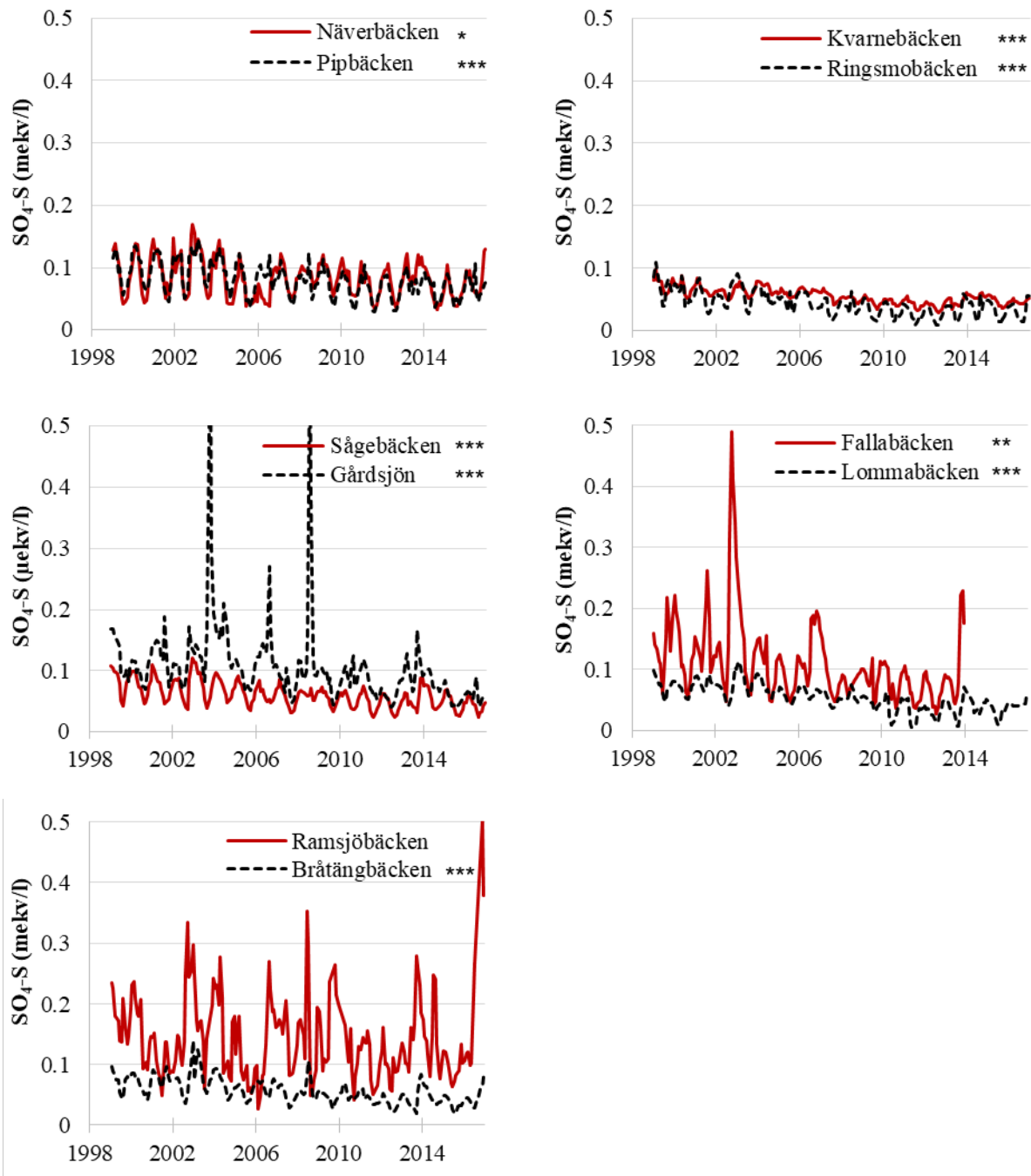
Den syraneutraliserande förmågan, ANC, är precis som namnet avslöjar ett mått på buffringskapaciteten i ytvattnet. Den har beräknats som de starka basernas katjoner (Ca, Mg, Na och K) minus de starka syrornas anjoner (SO₄, NO₃ och Cl). ANC kan påverkas av skogsbruk på flera olika sätt. Baskatjoner förs bort vid skörd, vilket innebär en minskning av ANC. Vid avverkning utlakas NO₃-N, och åtföljs av positiva joner. Den del av nitraten som åtföljs av baskatjoner påverkar inte ANC, men utlakning av vätejoner innebär att ANC minskar. Ett positivt värde på ANC innebär att det finns mer av baskatjonerna Ca, Mg, Na och K än av de starka syrornas anjoner och att det finns en buffringskapacitet i ytvattnet. Detta krävs för god ytvattenkvalitet. Om ett vatten har ett ANC på mer än 0,2 mekv l⁻¹ anses det välbuffrat och om ANC är under 0,02 mekv l⁻¹ har det låg buffringskapacitet. ANC var högre i de brukade områdena än i motsvarande obrukade områden i samtliga fall (Figur 11). I de obrukade områdena var ANC oftast mycket nära 0, medan de brukade områdena generellt hade ett positivt ANC, även om värdena i några fall var låga där med. Fallabäcken, Näverbäcken och framför allt Ramsjöbäcken utmärkte sig med högre ANC. För Sågebäcken/Gårdsjön var både Cl- och SO₄-S-halten högre i det obrukade området Gårdsjön, vilket kan förklara lägre ANC där. Högre Cl- och SO₄-S-halter i Gårdsjön beror på det mer kustnära läget. I övriga par är det Ca som utmärkt sig, med högre halter i de obrukade områdena. Det finns inget teoretiskt belägg för att detta skulle bero på skogsbruk, som borde ge en skillnad i andra riktningen. Förklaringen bör i stället gå att hitta i skillnader i markegenskaper och vittring i områdena. I Ringsmobäcken minskade ANC signifikant under perioden från en redan låg buffringskapacitet. I Bråtängsbäcken och Lommabäcken skedde däremot en signifikant ökning av buffringskapaciteten, även om nivån fortfarande är låg.

Ytvattnets **pH** (Figur 12) ger i princip samma bild som ANC. Samtliga obrukade områden har lägre pH än motsvarande brukade, av de skäl som beskrivits ovan. Skillnaden mellan den brukade Kvarnebäcken och obrukade Ringsmobäcken var större för pH än för ANC, vilket kan förklaras av att TOC är något högre i Ringsmobäcken, vilket minskar pH. I de obrukade områdena har pH i de flesta fall varit mellan strax över 4 och 5, medan pH i de brukade oftast varit omkring 5 eller högre. Ytvattnets pH har ökat signifikant i 7 av de 10 områdena (Tabell 2).

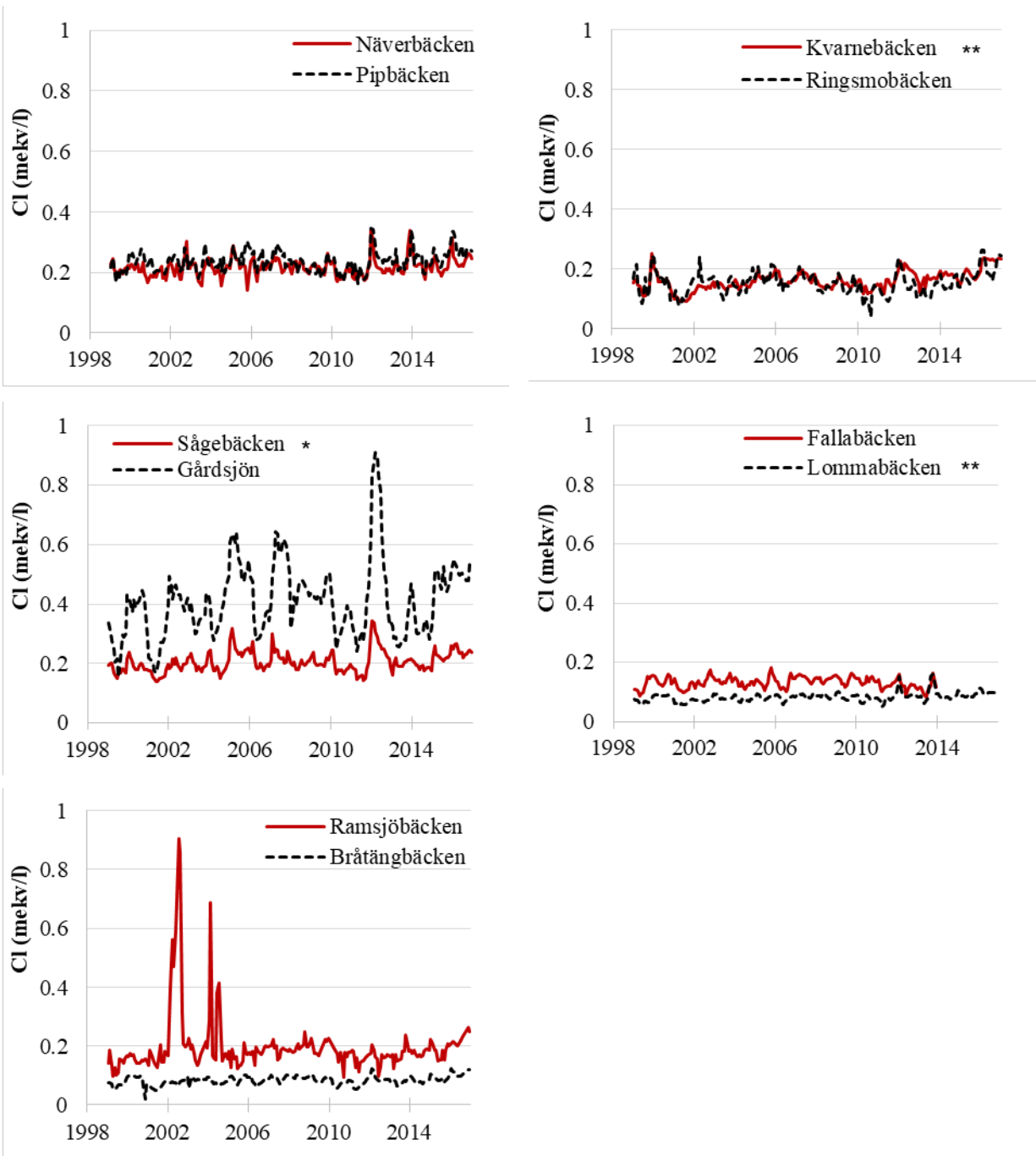
Under sura förhållanden sker aluminiumbuffring, som leder till att **oorganiskt aluminium (oorgAl)**, som är en Al-form som är giftig för vegetation och vattenlevande organismer, frigörs. Oorganiskt Al är därmed en viktig parameter att följa upp i försurningssammanhang. Halten kan förväntas följa pH-utvecklingen. I Lydersen m.fl. (2002) anges halter av oorganiskt aluminium på över 20-80 µg/l som skadliga för fisk. Kontinuerliga serier med oorganiskt Al finns bara i tre av de tio bäckarna (Figur 13). I Ramsjöbäcken och Gårdsjön har halten minskat signifikant medan den ökat i Bråtängsbäcken. I Ramsjöbäcken och Bråtängsbäcken har mätningar dock gjorts endast sedan 2004/05. Halterna har ofta varit inom eller över intervallet 20-80 µg/l. Gårdsjön utmärker sig, med halter i början av perioden på 300 µg/l, som nu minskat till 100 µg/l.



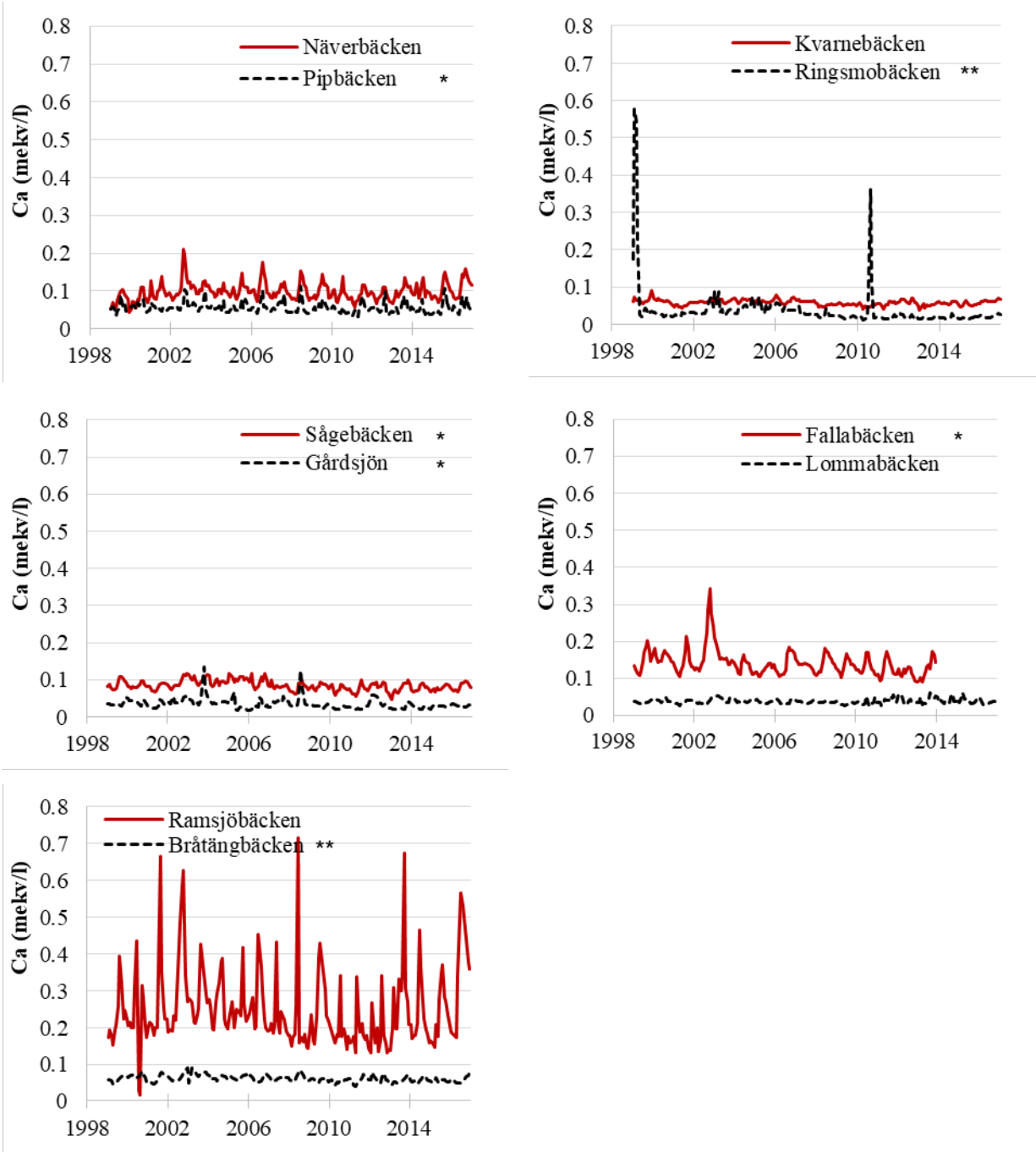
Figur 4. Avrinning ($l/s/km^2$) i brukade avrinningsområden (röd heldragen linje) och i referensområden (svart streckad linje). Inga signifikanta förändringar påvisade för avrinningen.



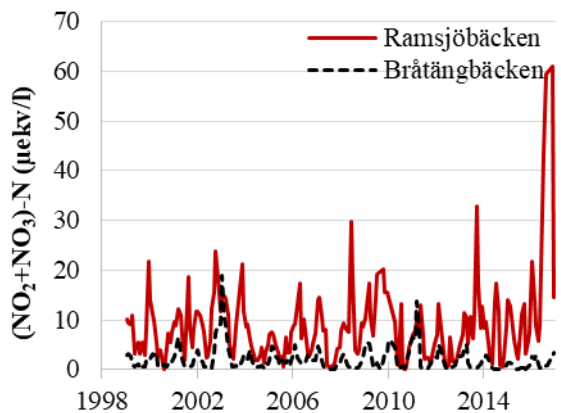
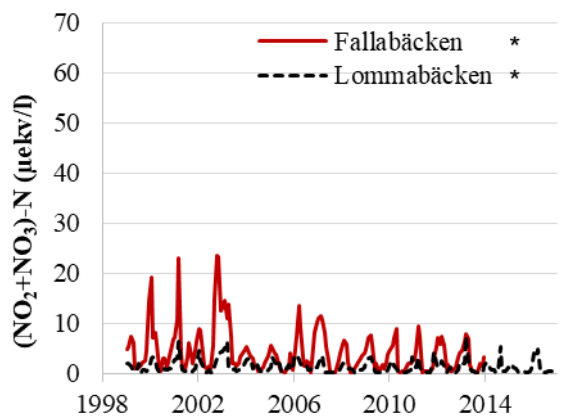
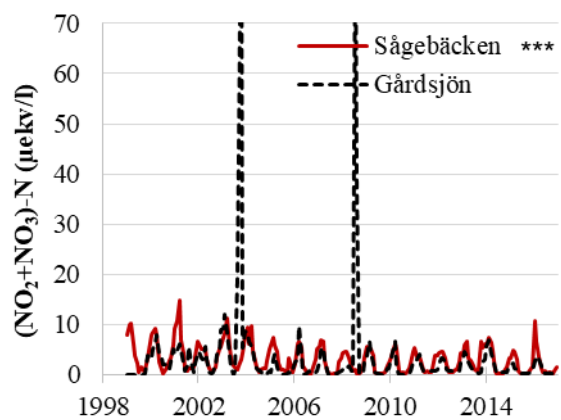
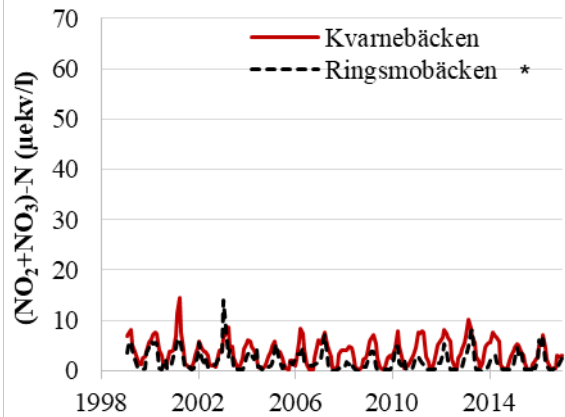
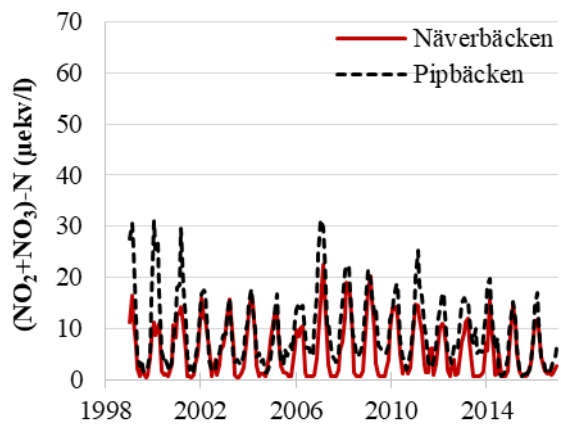
Figur 5. SO₄-S (mekv/l) i brukade avrinningsområden (röd heldragen linje) och i referensområden (svart streckad linje). Signifikanta förändringar i koncentrationen över tid indikeras med stjärnor efter vattendragets namn, * = p<0.05, ** = p<0.01, *** = p<0.001. I Gårdsjön finns två toppar som ligger utanför skalan, omkring 0,65 mekv/l.



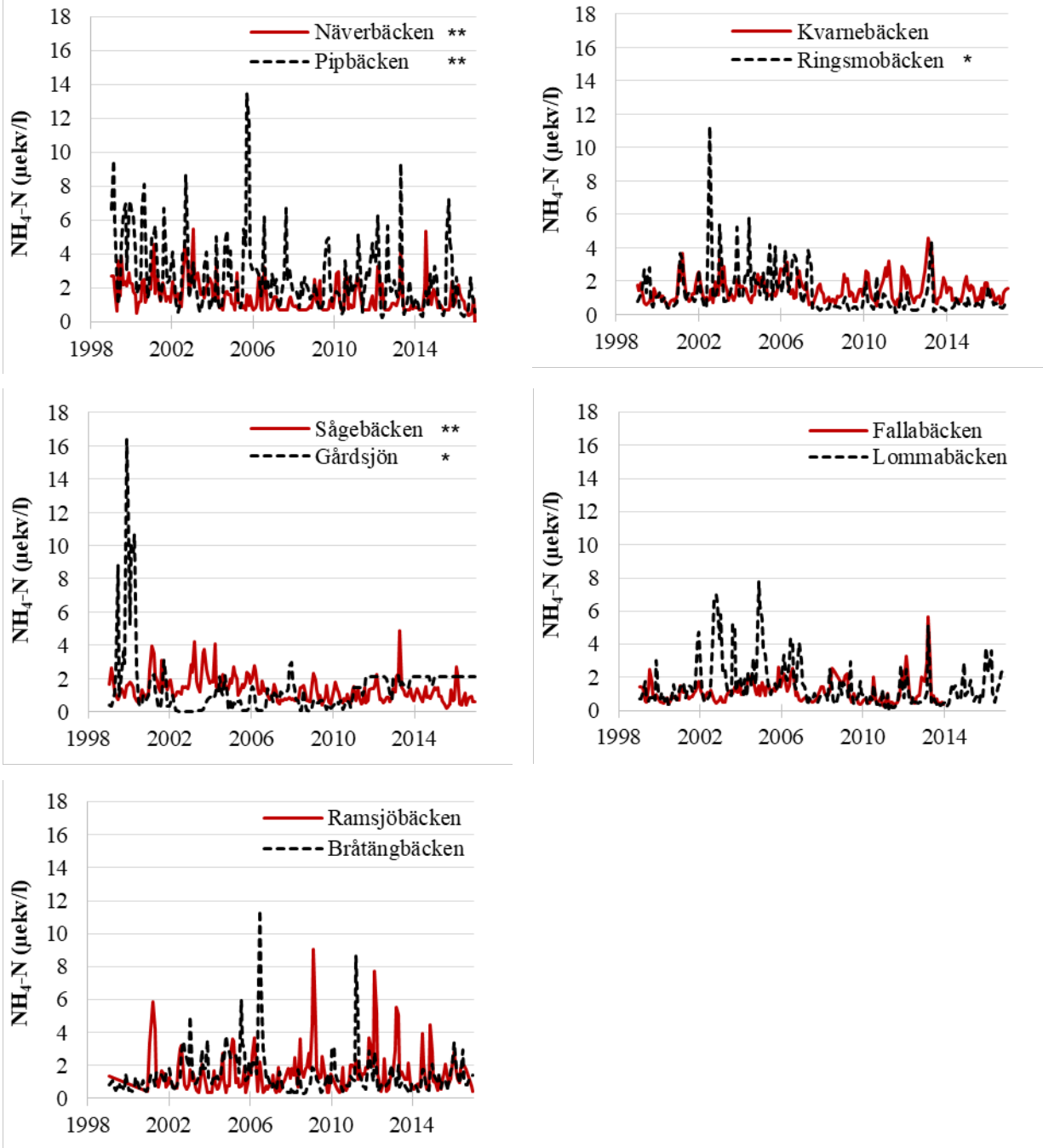
Figur 6. Cl (mekv/l) i brukade avrinningsområden (röd heldragen linje) och i referensområden (svart streckad linje). Signifikanta förändringar i koncentrationen över tid indikeras med stjärnor efter vattendragets namn, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.



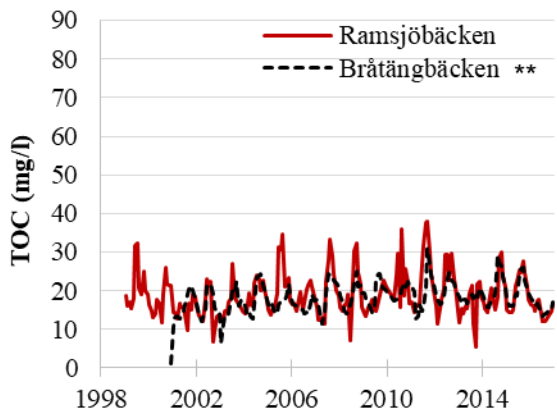
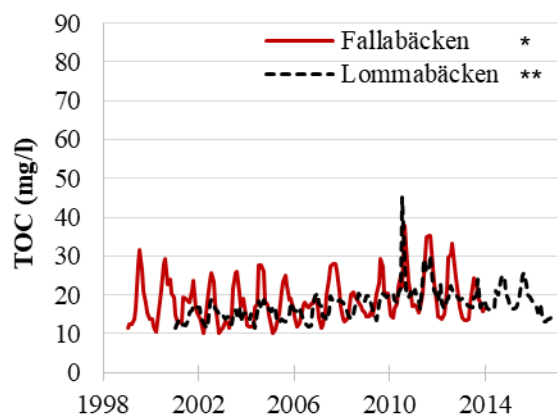
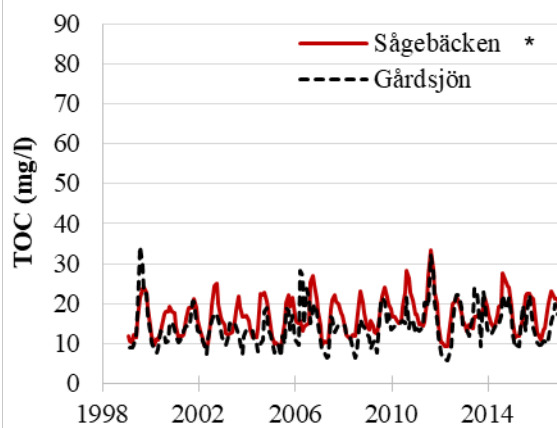
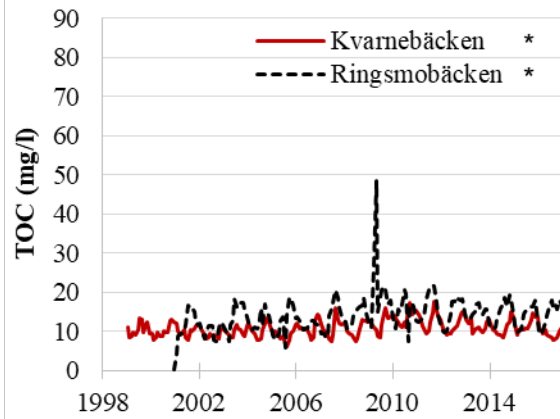
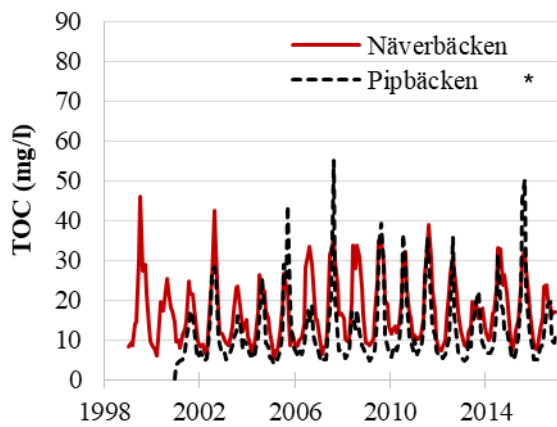
Figur 7. Ca (mekv/l) i brukade avrinningsområden (röd heldragen linje) och i referensområden (svart streckad linje). Signifikanta förändringar i koncentrationen över tid indikeras med stjärnor efter vattendragets namn, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.



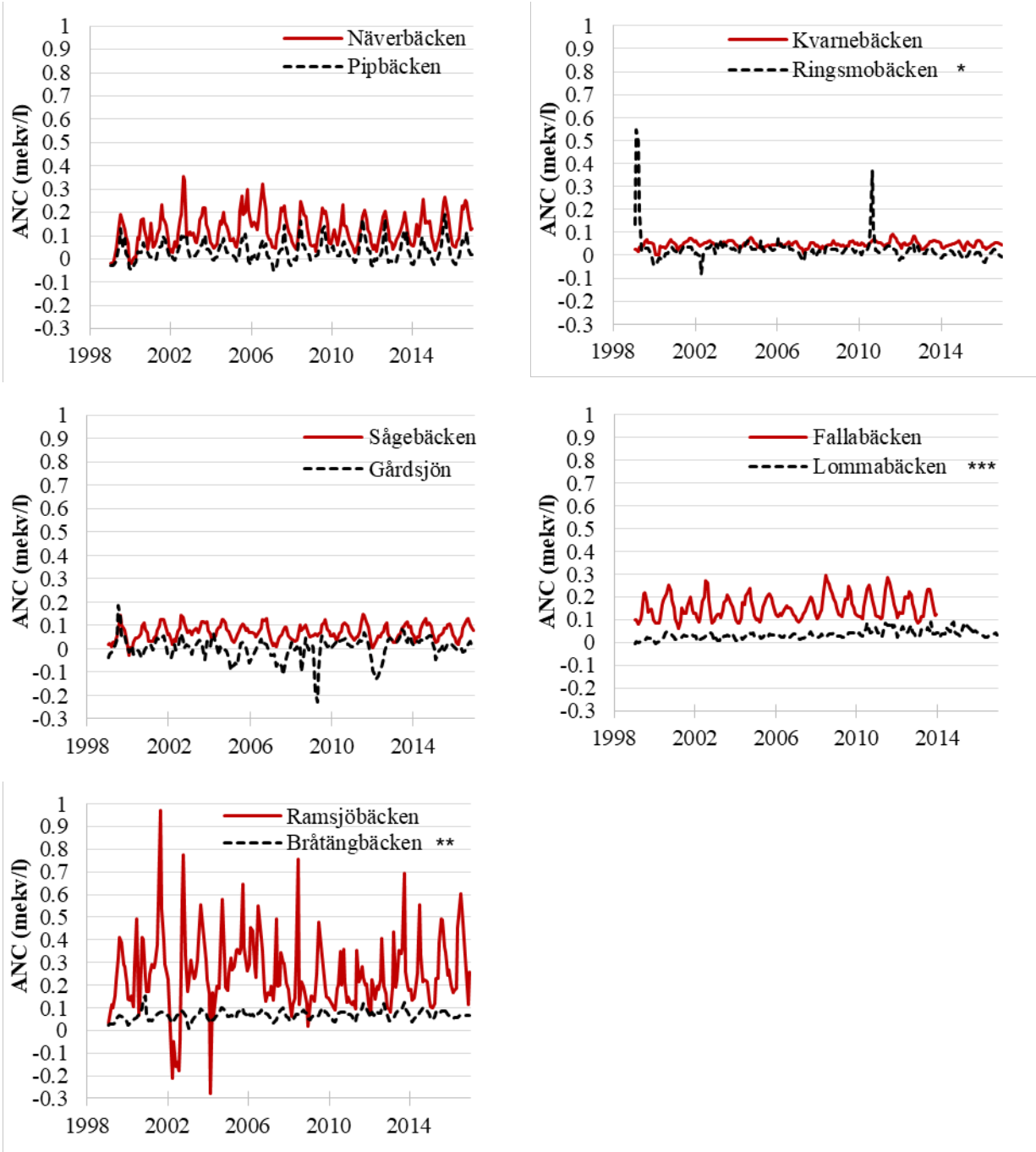
Figur 8. $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$ ($\mu\text{ekv/l}$) i brukade avrinningsområden (röd heldragen linje) och i referensområden (svart streckad linje). Signifikanta förändringar i koncentrationen över tid indikeras med stjärnor efter vattendragets namn, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. I Gårdsjön finns två toppar som ligger utanför skalan, mellan 95 och 100 $\mu\text{ekv/l}$.



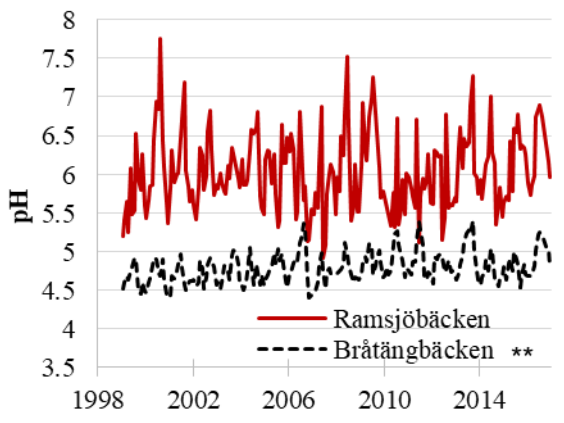
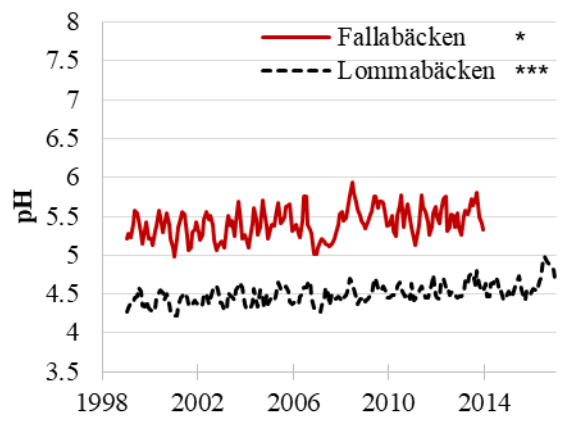
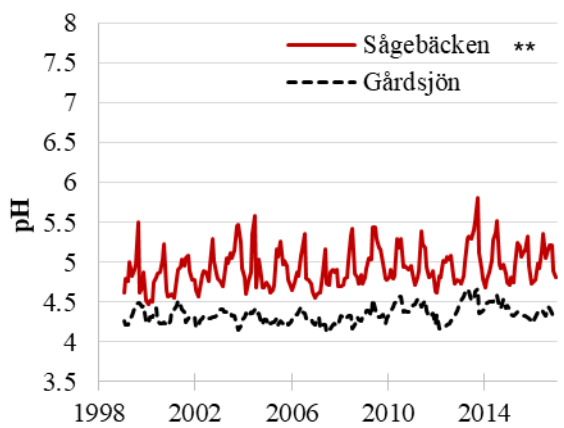
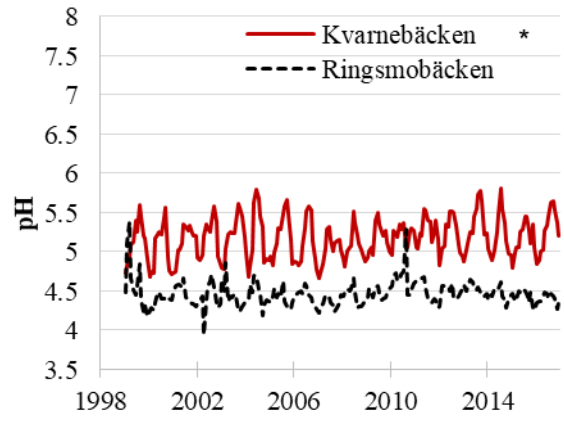
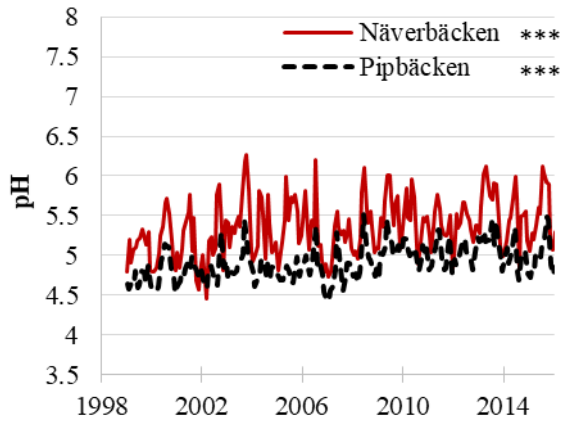
Figur 9. $\text{NH}_4\text{-N}$ ($\mu\text{kv/l}$) i brukade avrinningsområden (röd heldragen linje) och i referensområden (svart streckad linje). Signifikanta förändringar i koncentrationen över tid indikeras med stjärnor efter vattendragets namn, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.



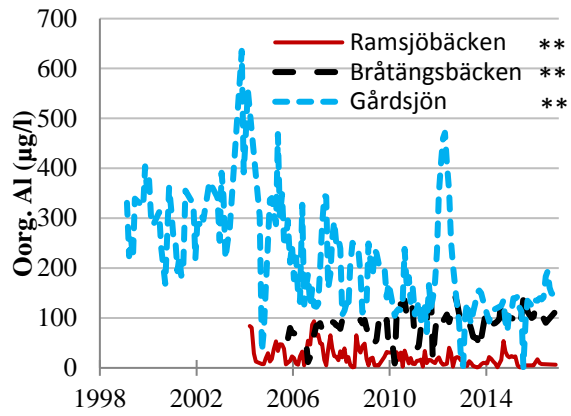
Figur 10. TOC (mg/l) i brukade avrinningsområden (röd heldragen linje) och i referensområden (svart streckad linje). Signifikanta förändringar i koncentrationen över tid indikeras med stjärnor efter vattendragets namn, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.



Figur 11. ANC (mekv/l) i brukade avrinningsområden (röd heldragen linje) och i referensområden (svart streckad linje).



Figur 12. pH i brukade avrinningsområden (röd heldragen linje) och i referensområden (svart streckad linje). Signifikanta förändringar i koncentrationen över tid indikeras med stjärnor efter vattendragets namn, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.



Figur 13. Oorganiskt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i de områden där det finns tidsserier, Ramsjöbäcken (brukad) samt Bråtängsbäcken och Gårdsjön (obrukade). Signifikanta förändringar i koncentrationen över tid indikeras med stjärnor efter vattendragets namn, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.

Tabell 2. Signifikanta förändringar för flöde samt försurnings- och kväverelaterade parametrar perioden 1999-2016 (där inget annat anges). Nedåtgående pil i lila ruta visar på minskning, medan uppåtgående pil i blå ruta visar ökning, och signifikansnivån anges inom parentes (den starkaste signifikansen, ***, motsvarar $p < 0.001$, den näst starkaste, **, motsvarar $p < 0.01$ och den svagaste, *, motsvarar $p < 0.05$). Tomma celler innebär att ingen signifikant förändring påvisats. Beteckningen d.s. betyder att "data saknas", eller att tidsserien är för kort för analys.

Lokal	Avr.	SO ₄ -S	Cl	(NO ₂ + NO ₃)-N	NH ₄ -N	oorgN	orgN	Tot-N	PO ₄ -P	Tot-P	Ca	Mg	Na	K	TOC	pH	oorg Al	ANC	
Brukade																			
Näverbäcken		↓ (*)			↓ (**)	↓ (**)			↓ (*)									↑ (***)	d.s.
Kvarnebäcken		↓ (***)	↑ (**)											↑ (**)	↑ (*)	↑ (*)	↑ (*)	↑ (*)	d.s.
Sågebäcken		↓ (***)	↑ (*)	↓ (***)	↓ (**)	↓ (***)					↓ (*)		↑ (*)		↑ (*)	↑ (**)			d.s.
Fallabäcken ^e		↓ (**)		↓ (*)		↓ (*)			↑ (*)	↑ (*)	↓ (*)	↓ (*)			↑ (*)	↑ (*)			d.s.
Ramsjöbäcken										↑ (*)								↓ (**) ^a	
Obrukade																			
Pipbäcken		↓ (***)			↓ (**)			↓ (*)			↓ (*)			↓ (*)	↑ (*) ^b	↑ (***)			d.s.
Ringsmobäcken		↓ (***)		↓ (*)	↓ (*)	↓ (*)	↓ (*)	↓ (**)	↓ (**)	↓ (**)				↓ (*)	↑ (*) ^b				d.s.
Gårdsjön		↓ (***)			↑ (*)						↓ (*)							↓ (**)	
Lommabäcken		↓ (***)	↑ (**)	↓ (*)									↑ (**)		↑ (**) ^d	↑ (***)			d.s.
Bråtängsbäcken		↓ (***)									↓ (**)	↓ (*)			↑ (**) ^b	↑ (**)	↑ (**) ^c	↑ (**)	

^aTidsserien startade i mars 2004.

^bTidsserien startade i december 2000

^cTidsserien startade i oktober 2005

^dTidsserien startade i januari 2001

^eTidsserien pågick 1999-2013

^fI Gårdsjön har fosfor enbart analyserats som Tot-P

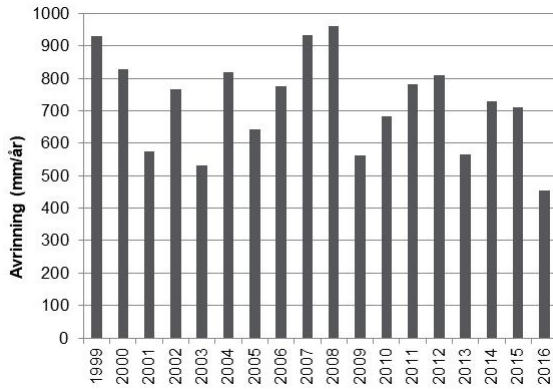
Arealförluster av kväve och fosfor

Avrinning och arealförluster av kväve och fosfor per år visas i Figur 14-16. Arealförlusterna är fördelade på oorganiskt kväve och organiskt kväve, respektive fosfatfosfor och övrig fosfor. Signifikanta trender visas i Tabell 3.

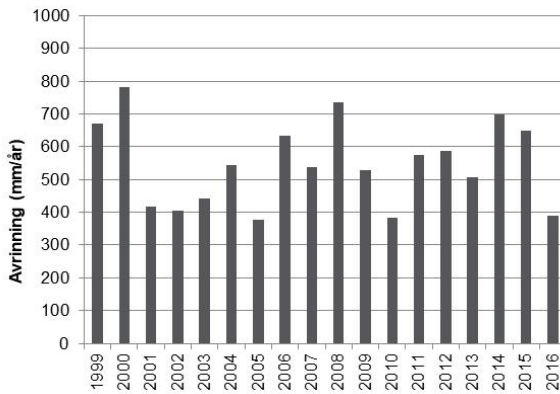
Arealförlusterna av kväve var mellan 0,8 och 5,6 kg ha⁻¹ år⁻¹ (Figur 15) vilket är i samma storleksordning som tidigare har visats för skog i södra Sverige (1,4 - 4,2 kg ha⁻¹ år⁻¹) (Ring m.fl. 2008). Torra år, exempelvis 2003, 2005 och 2016 (Figur 14), var arealförlusterna lägre i flera områden. De högsta arealförlusterna återfinns i Näverbäcken och Pipbäcken i Halland. Halten oorganiskt kväve har under mätperioden minskat signifikant i två av de brukade skogsområdena, Näverbäcken och Sågebäcken, och två av de obrukade områdena, Ringsmobäcken och Lommabäcken. I Sågebäcken har arealförlusterna av såväl nitrat som ammonium minskat, i Näverbäcken har ammoniumhalten minskat och i Lommabäcken beror minskningen i oorganiskt kväve på en nitratminskning.

Arealförlusten av totalfosfor var mellan 0,01 och 0,11 kg ha⁻¹ år⁻¹ i de studerade vattendragen (Figur 16) vilket gör att de alla låg i det intervall som tidigare har visats för skog i södra Sverige (0,01 – 0,18 kg ha⁻¹ år⁻¹) (Ring m.fl. 2008). I Fallabäcken ökade halten fosfat signifikant från 1999 till 2013 då mätningarna avslutades. I Näverbäcken har fosfathalten minskat signifikant över tid och var högre före 2009. Totalfosforhalten har däremot inte minskat i Näverbäcken under mätperioden. I Ringsmobäcken har totalfosforhalten och halten övrig fosfor minskat signifikant, men utan förändring av fosfathalten. I Lommabäcken var arealförlusterna runt 0,02 kg ha⁻¹ år⁻¹ under hela mätperioden utom för det sista året, 2016, där mängden var ungefär tre gånger så hög. Totalfosforhalten var hög (ca 160 µg l⁻¹) under de två mätningarna som genomfördes i april 2016, därav den höga arealförlusten av övrig fosfor under 2016.

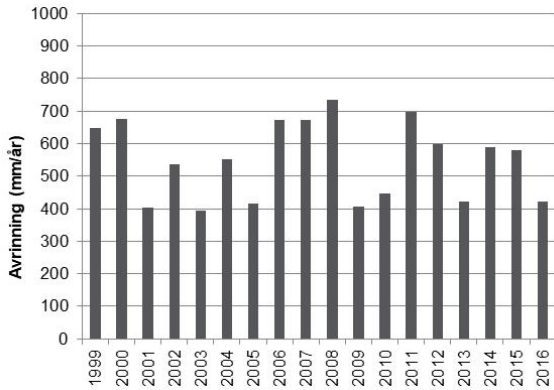
Data över fosfathalten saknas för Ramsjöbäcken under större delen av 1999 och hela 2000, vilket medför att staplarna i Figur 16i för dessa år ska tolkas som totalfosfor. Flödesdata saknas periodvis för åren 2003, 2009, 2010 och 2016 i Ramsjöbäcken vilket resulterat i något för låg avrinning (Figur 14) de åren. Detta påverkar också arealförlustberäkningarna (Figur 15-16). I Gårdsjön saknas kvävedata för delar av 2004 och fosfordata för delar av 2005 så de åren är borttagna från diagram (Figur 15-16) och statistiska analyser.



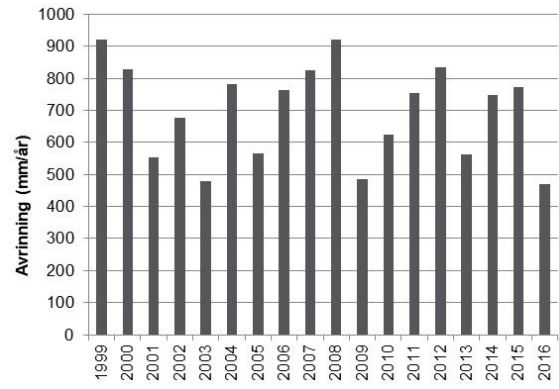
a. Näverbäcken



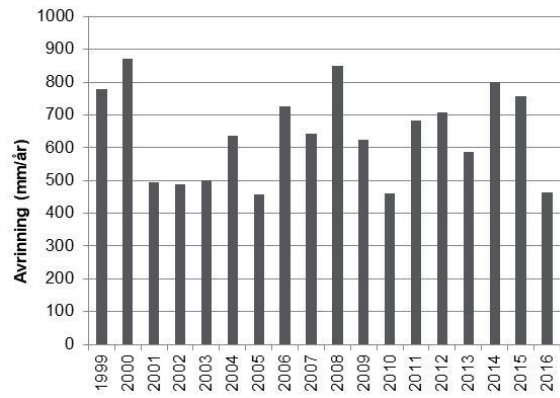
c. Kvarnebäcken



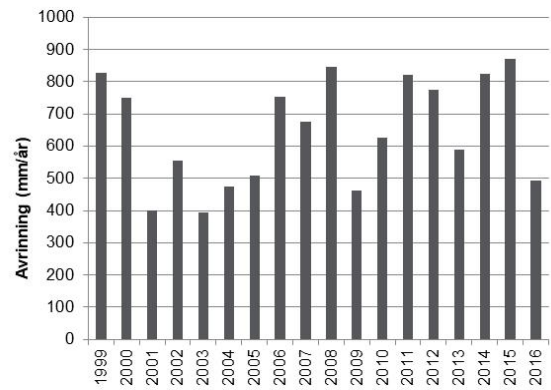
e. Sågebäcken



b. Pipbäcken

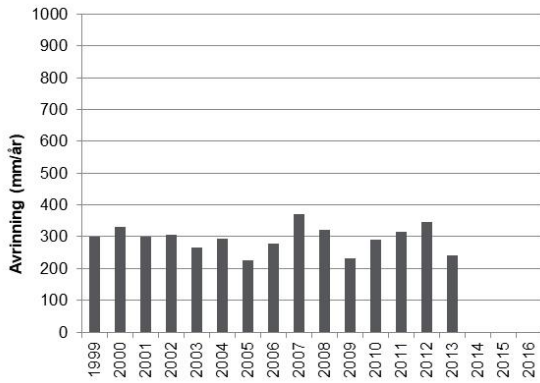


d. Ringsmobäcken

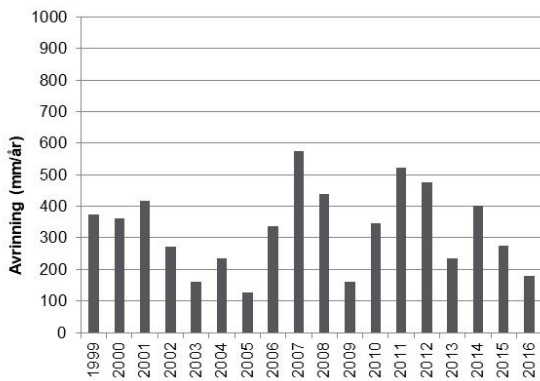


f. Gårdsjön

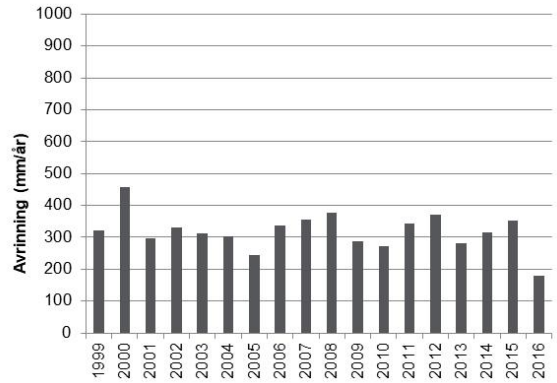
Figur 14. Avrinning (mm per år) i brukade (t.v.) och obrukade (t.h.) avrinningsområden. Signifikanta förändringar indikeras med stjärnor, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.



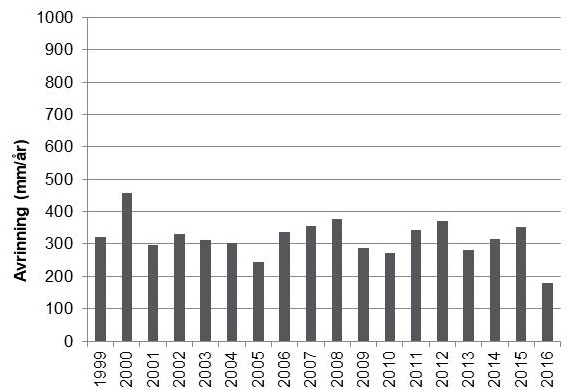
g. Fallabäcken



i. Ramsjöbäcken

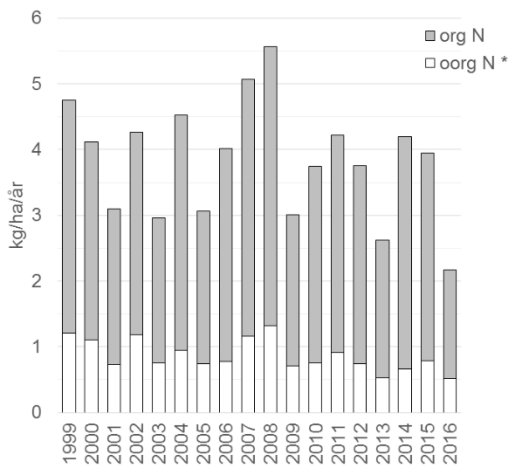


h. Lommabäcken

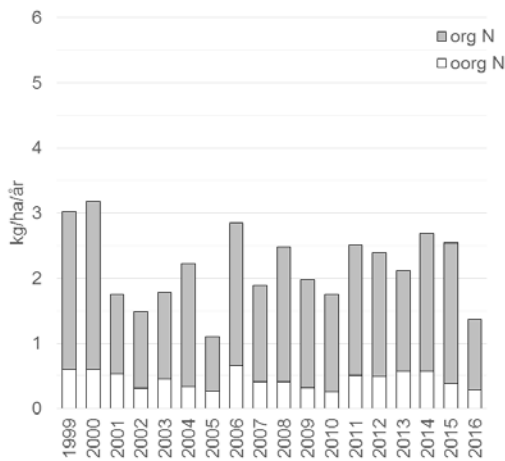


j. Bråtängsbäcken

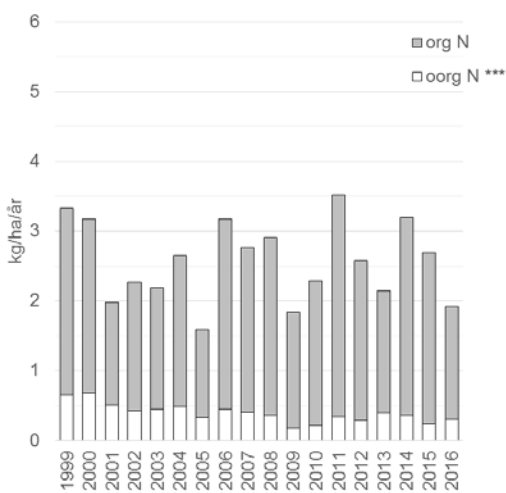
Figur 14 (forts.) Avrinning (mm per år) i brukade (t.v.) och obrukade (t.h.) avrinningsområden. Signifikanta förändringar indikeras med stjärnor, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. Flödesdata i Ramsjöbäcken (i) saknas periodvis för åren 2003, 2009, 2010 och 2016, vilket resulterat i något för låg avrinning de åren. Detta påverkar också arealförlustberäkningarna (Figur 15-16).



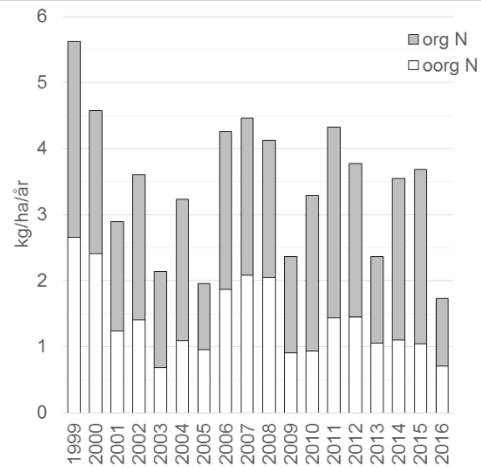
a. Näverbäcken



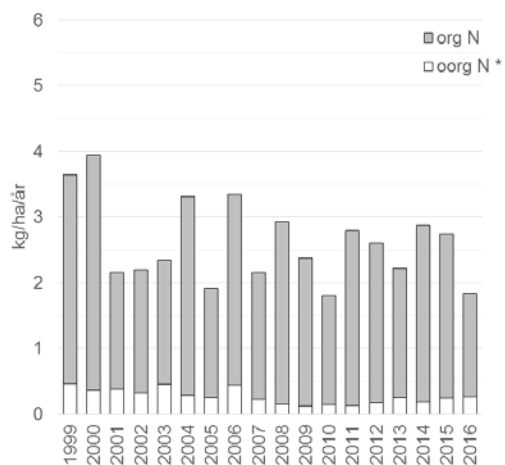
c. Kvarnebäcken



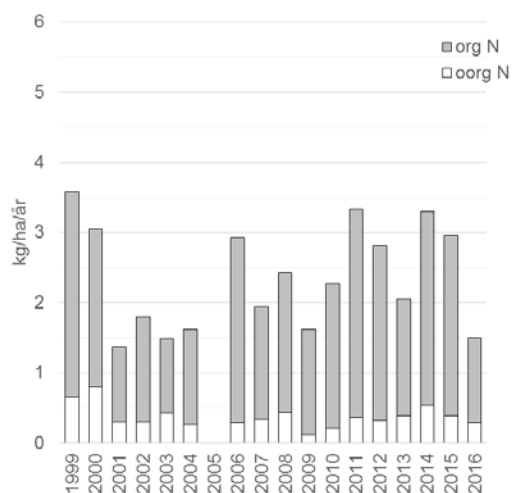
e. Sågebäcken



b. Pipbäcken

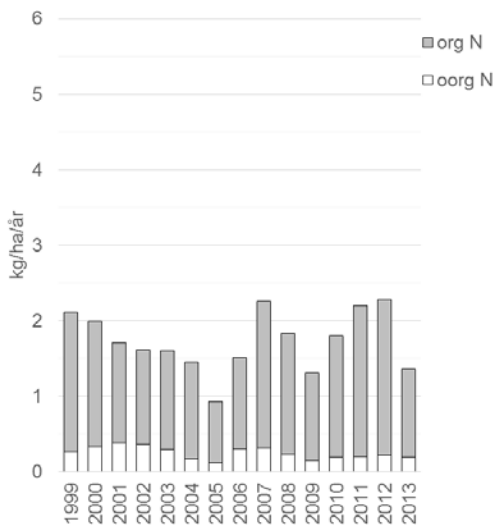


d. Ringsmobäcken

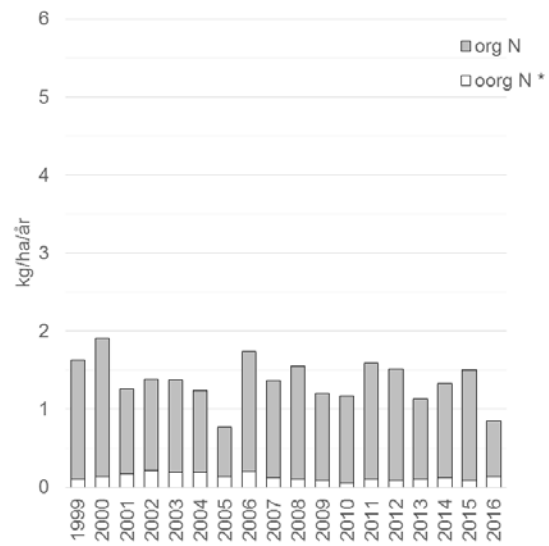


f. Gårdsjön

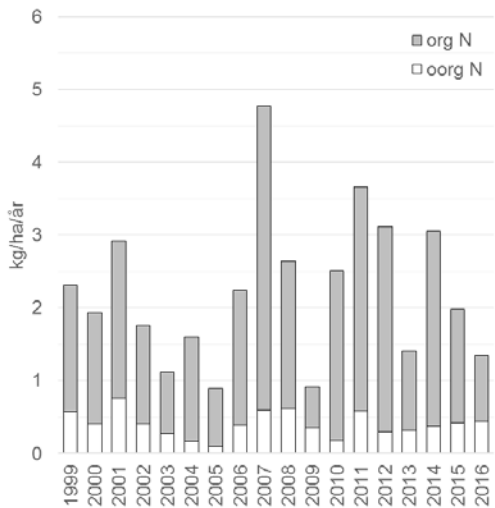
Figur 15. Arealförluster av kväve, uppdelat på oorganiskt och organiskt i brukade (t.v.) och obrukade (t.h.) avrinningsområden. Signifikanta förändringar indikeras med stjärnor, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.



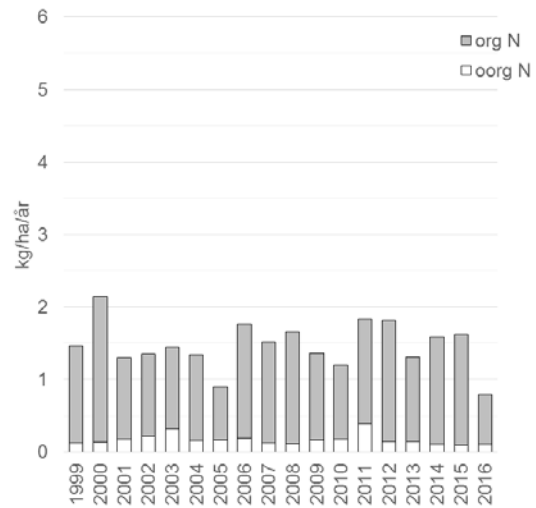
g. Fallabäcken



h. Lommabäcken

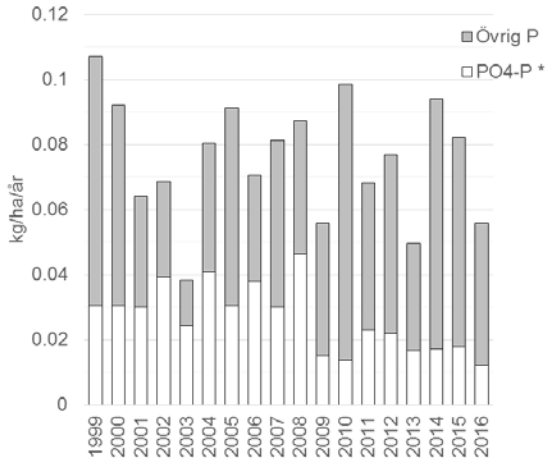


i. Ramsjöbäcken

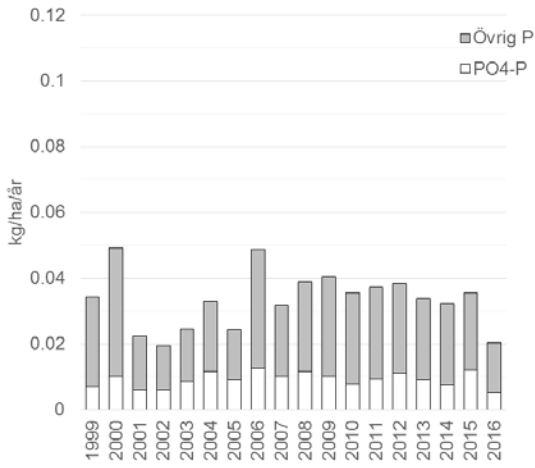


j. Bråtängsbäcken

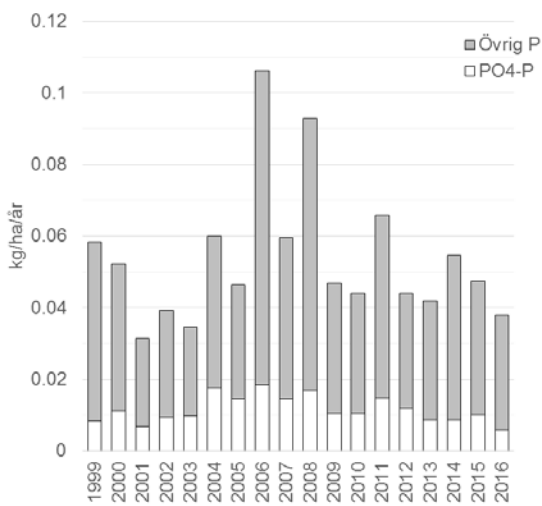
Figur 15 (forts.) Arealförluster av kväve, uppdelat på oorganiskt och organiskt i brukade (t.v.) och obrukade (t.h.) avrinningsområden. Signifikanta förändringar indikeras med stjärnor, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. Flödesdata i Ramsjöbäcken (i) saknas periodvis för åren 2003, 2009, 2010 och 2016, vilket resulterat i något för låg arealförlust de åren.



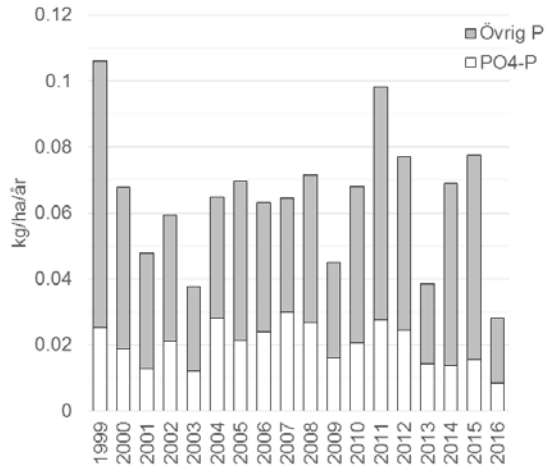
a. Näverbäcken



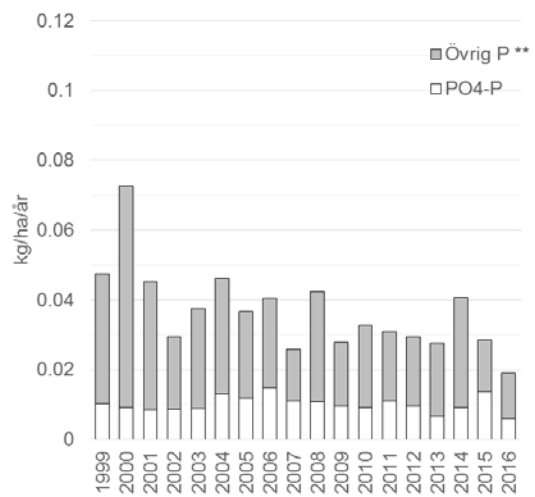
c. Kvarnebäcken



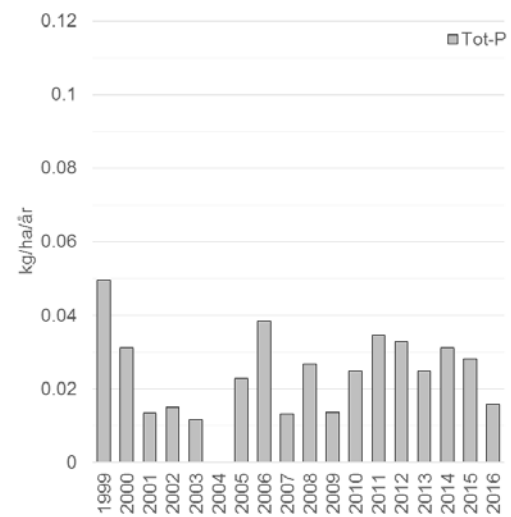
e. Sågebäcken



b. Pipbäcken

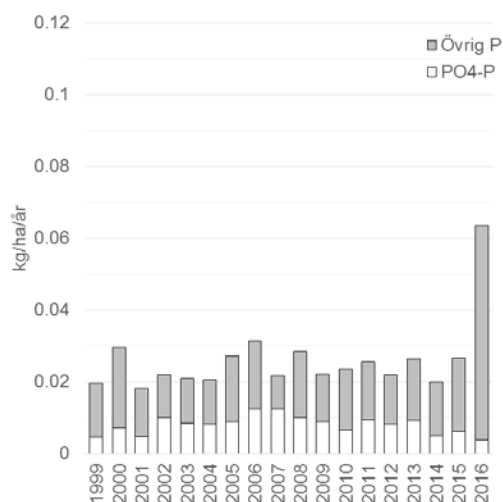
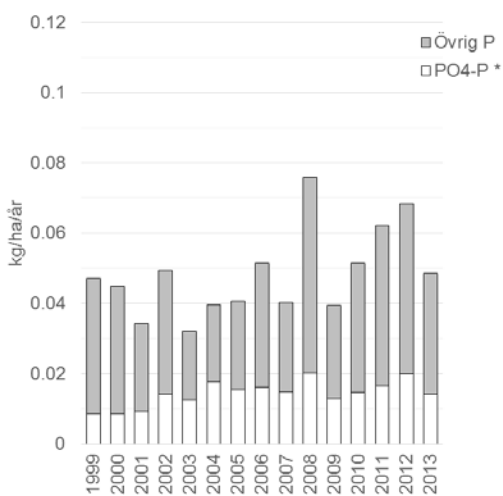


d. Ringsmobäcken

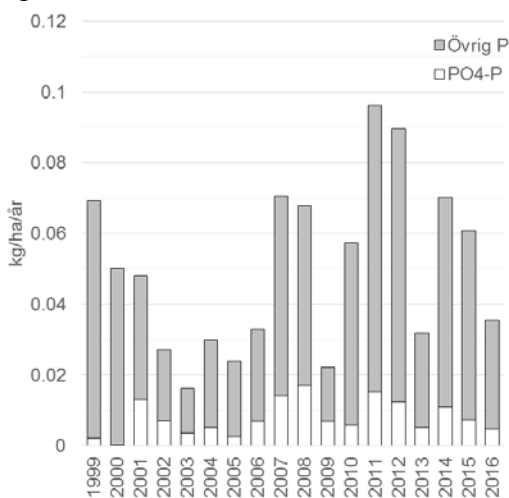


f. Gårdsjön

Figur 16. Arealförluster av fosfor, uppdelat på fosfatfosfor och övrig fosfor i brukade (t.v.) och obrukade (t.h.) avrinningsområden. Hela stapeln utgör totalfosforhalten. För Gårdsjön har enbart totalfosforhalten analyserats. Signifikanta förändringar indikeras med stjärnor, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.

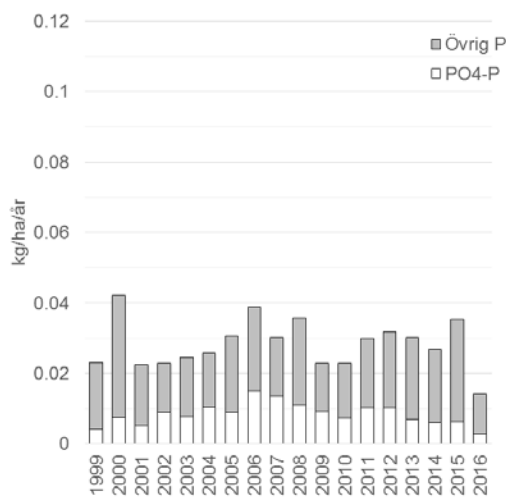


g. Fallabäcken



i. Ramsjöbäcken

h. Lommabäcken



j. Bråtängsbäcken

Figur 16 (forts.). Arealförluster av fosfor, uppdelat på fosfatfosfor och övrig fosfor i brukade (t.v.) och obrukade (t.h.) avrinningsområden. Hela stapeln utgör totalfosforhalten. Signifikanta förändringar indikeras med stjärnor, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. Flödesdata i Ramsjöbäcken (i) saknas periodvis för åren 2003, 2009, 2010 och 2016, vilket resulterat i något för låg arealförlust de åren.

Tabell 3. Signifikanta förändringar för arealförluster av kväve och fosfor, för perioden 1999-2016 (där inget annat anges). Pilens riktning anger om trenden är ökande eller minskande, och signifikansnivån anges inom parentes. Tomma celler innebär att ingen signifikant förändring påvisats.

Lokal	Avr.	NO ₃ -N	NH ₄ -N	oorgN	orgN	Tot-N	PO ₄ -P	övrig P	Tot-P
Brukade									
Näverbäcken			↓ (**)	↓ (*)			↓ (*)		
Kvarnebäcken									
Sågebäcken		↓ (**)	↓ (***)	↓ (***)					
Fallabäcken ^a							↑ (*)		
Ramsjöbäcken									
Obrukade									
Pipbäcken			↓ (*)						
Ringsmobäcken				↓ (*)				↓ (**)	↓ (**)
Gårdsjön							b	b	
Lommabäcken		↓ (*)		↓ (*)					
Bråtängsbäcken									

^a Tidsserien pågick mellan 1999 och 2013

^b I Gårdsjön har fosfor enbart analyserats som Tot-P

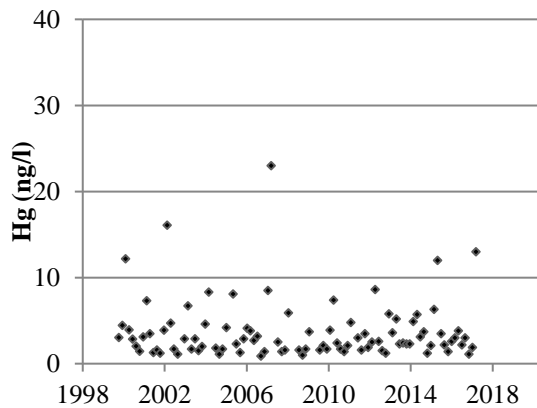
Halter av metaller

Signifikanta förändringar i halterna av kadmium (Cd), koppar (Cu), bly (Pb), zink (Zn), järn (Fe), mangan (Mn) och total-kvicksilver (Tot-Hg) visas i Tabell 4. Halterna av Cd, Cu, Pb, Zn, Fe och Mn (Tabell 5) är i de flesta fall under vad som anses skadligt för biota (Lydersen m.fl. 2002).

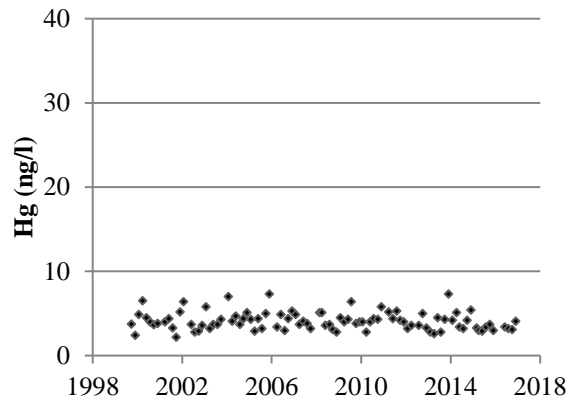
Pb-halten har minskat i fyra av de obrukade områdena, vilket kan bero på det minskade nedfallet av Pb. I Pipbäcken har även Cd, Cu, Zn och Mn minskat.

Tot-Hg-halten har gått ner signifikant i Ringsmobäcken och upp i Ramsjöbäcken och Gårdsjön (Figur 17, Tabell 4). I Ramsjöbäcken kan någon störning under 2010 ha orsakat ett skifte till högre koncentrationer. Områden där marklagren påverkas exempelvis av körskador i samband med avverkning kan ha en förhöjd Tot-Hg-halt i ytvatten under flera år (Munthe och Hultberg, 2004). Metylkvicksilver (Me-Hg) har endast mätts i Gårdsjön och där finns inte någon signifikant trend över tid i data.

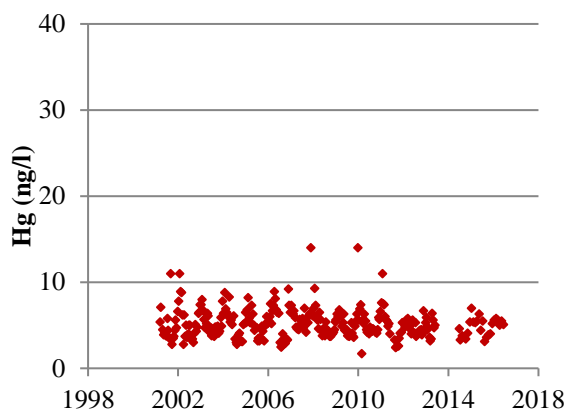
Fe-halten har ökat i svenska sjöar under de senaste trettio åren och bidrar till brunifieringen av ytvatten (Kritzberg och Ekström, 2012). Ökningen i Fe-koncentration följer ökningen i TOC under denna period, men har varit större. Fe-halten har ökat i fyra av de obrukade områdena och ett av de brukade (Tabell 4). Fe kan påverka biota negativt, men vid vilken halt det sker beror på i vilken form det förekommer. Tvåvärt Fe kan vara akut toxiskt, medan trevärt kan bidra till beläggning på fiskarnas gälar.



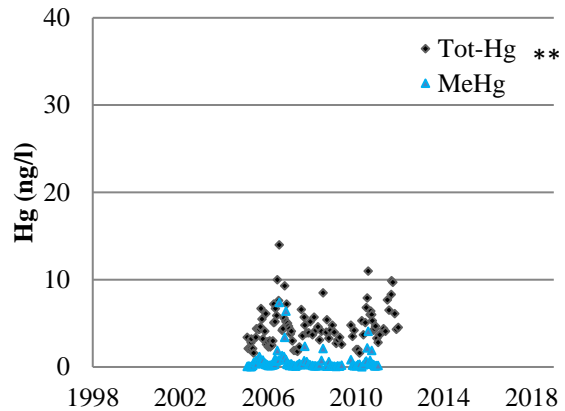
a. Pipbäcken



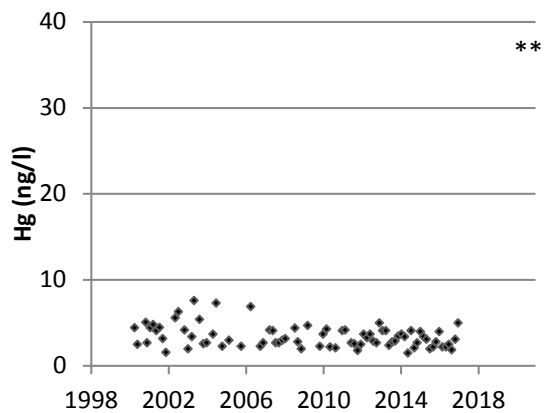
b. Lommabäcken



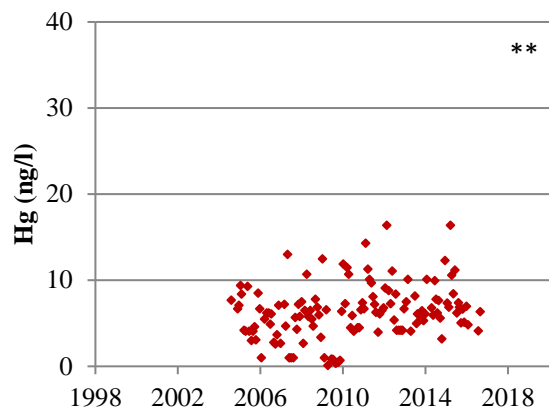
c. Sågebäcken



d. Gårdsjön



e. Ringsmobäcken



f. Ramsjöbäcken

Figur 17. Tot-Hg-koncentrationen (ng/l) vid mätillfällen i två brukade områden (Sågebäcken och Ramsjöbäcken) samt i fyra obrukade områden (Pipbäcken, Lommabäcken, Gårdsjön och Ringsmobäcken). I Gårdsjön har även Me-Hg mätts. I Gårdsjön uppmättes Tot-Hg till 79 ng l^{-1} 20 oktober 2006 och i Ramsjöbäcken $61,5 \text{ ng l}^{-1}$ den 11 mars 2015. Dessa koncentrationer visas inte i diagrammen. Signifikanta förändringar indikeras med stjärnor, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.

Tabell 4. Signifikanta förändringar för metaller för perioden 1999-2016 (där inget annat anges). Nedåtgående pil i lila ruta visar på minskning, medan uppåtgående pil i blå ruta visar ökning, och signifikansnivån anges inom parentes (den starkaste signifikansen, ***, motsvarar $p < 0.001$, den näst starkaste, **, motsvarar $p < 0.01$ och den svagaste, *, motsvarar $p < 0.05$). Tomma celler innebär att ingen signifikant förändring påvisats. Beteckningen d.s. betyder att "data saknas", eller att tidserien är för kort för analys.

Lokal	Cd	Cu	Pb	Zn	Fe	Mn	Tot-Hg
Brukade							
Näverbäcken	d.s.	d.s.	d.s.	d.s.			d.s.
Kvarnebäcken	^c	↑ (*) ^c	^c	^c			d.s.
Sågebäcken	↓ (*) ^b	↓ (*) ^b	^b	^b			^f
Fallabäcken ^a	d.s.	d.s.	d.s.	d.s.	↑ (**)		d.s.
Ramsjöbäcken				↓ (*)			↑ (**) ^d
Obrukade							
Pipbäcken	↓ (***)	↓ (***)	↓ (***)	↓ (***)		↓ (*)	^e
Ringsmobäcken		↓ (**)	↓ (*)		↑ (**)		↓ (**) ^e
Gårdsjön	d.s.	d.s.	d.s.	d.s.	↑ (**)		↑ (**) ^g
Lommabäcken			↓ (**)		↑ (***)		^e
Bråtängsbäcken			↓ (*)		↑ (*)		d.s.

^aTidserien pågick mars 2000-2013

^bTidserien pågick februari 2000-2013

^cTidserien pågick januari 2002-2013

^dTidserien startade i januari 2005

^eTidserien startade i april 2000

^fTidserien startade i januari 2001

^gTidserien pågick januari 2005 – december 2011

Tabell 5. Flödesvägda månadshalter för metaller ($\mu\text{g/l}$) för perioden 1999-2016 (där inget annat anges). Medianvärdet anges med 10- och 90-percentilerna inom parentes. Förkortningen d.s. betyder att data saknas.

Lokal	Cd	Cu	Pb	Zn	Fe	Mn	Tot-Hg
Brukade							
Näverbäcken	d.s.	d.s.	d.s.	d.s.	1633 (649-4673)	57 (37-108)	d.s.
Kvarnebäcken	0.03 (0.02-0.04) ^c	0.48 (0.37-0.77) ^c	0.54 (0.42-0.70) ^c	6.4 (5.4-7.7) ^c	414 (310-614)	26 (21-32)	d.s.
Sågebäcken	0.04 (0.03-0.05) ^b	0.45 (0.35-0.62) ^b	0.86 (0.59-1.30) ^b	7.2 (5.8-8.8) ^b	975 (583-1726)	60 (49-76)	5.0 (3.4-7.1) ^f
Fallabäcken ^a	d.s.	d.s.	d.s.	d.s.	934 (480-2341)	69 (41-129)	d.s.
Ramsjöbäcken	0.02 (0.01-0.04)	0.86 (0.58-1.25)	0.29 (0.17-0.51)	3.7 (1.9-8.6)	724 (469-1418)	100 (62-224)	6.3 (2.7-10.7) ^d
Obrukade							
Pipbäcken	0.04 (0.03-0.06)	0.28 (0.18-0.51)	0.51 (0.28-1.56)	6.9 (5.2-9.4)	1152 (556-5160)	148 (108-306)	2.7 (1.4-7.2) ^e
Ringsmobäcken	0.05 (0.03-0.08)	0.61 (0.35-4.65)	0.92 (0.64-1.28)	7.9 (5.8-12.3)	340 (206-538)	8.6 (6.1-11.6)	3.2 (2.2-4.9) ^e
Gårdsjön	d.s.	d.s.	d.s.	d.s.	545 (304-953)	45 (20-140)	4.3 (2.2-7.6) ^g
Lommabäcken	0.03 (0.02-0.04)	0.25 (0.19-0.43)	0.59 (0.45-0.75)	6.6 (5.3-8.0)	528 (355-880)	13 (9-18)	4.0 (2.9-5.3) ^e
Bråtängsbäcken	0.03 (0.02-0.04)	0.35 (0.28-0.48)	0.57 (0.43-0.78)	6.1 (4.9-7.3)	681 (418-1069)	21 (17-28)	d.s.

^aTidsserien pågick mars 2000-2013

^bTidsserien pågick februari 2000-2013

^cTidsserien pågick januari 2002-2013

^dTidsserien startade i januari 2005

^eTidsserien startade i april 2000

^fTidsserien startade i januari 2001

^gTidsserien pågick januari 2005 – december 2011

Skiljer sig trenderna åt mellan brukade och obrukade områden?

Det finns tydliga återhämtningstrender i alla områden förutom Ramsjöbäcken. Halten $\text{SO}_4\text{-S}$ har minskat och i många fall syns effekter även på försurningsrelaterade parametrar. Halten oorganiskt kväve har inte förändrats mycket, men på fyra platser finns en signifikant minskning, om än liten. Samtliga obrukade områden har uppvisat lägre pH än motsvarande brukade områden, men ingen skillnad i trender har kunnat påvisas mellan brukade och obrukade områden. Skillnaden i pH mellan brukade och obrukade områden kan inte förklaras av skillnader i skogsbruk, utan beror på skillnader i nedfall av $\text{SO}_4\text{-S}$ och Cl i

Sågebäcken/Gårdsjön, samt troligtvis på skillnader i markens egenskaper och vittringshastighet i övriga områden, vilket visar sig i avsevärt högre Ca-halter i ytvattnet i de brukade områdena.

En noggrann kartläggning av markförhållanden samt atmosfäriskt nedfall i de olika områdena skulle behövas för att diskutera skillnader mellan områdena mer ingående. Jordartskartor, markgeokemiska data och nedfall kan tas från nationella databaser. För ytterligare detaljeringsgrad skulle markprovtagning behöva göras, för att analysera markkemi och kornstorleksfördelning på lokal nivå. Utifrån denna studie kan konstateras att minskningen i nedfall och skillnader i nedfall och markegenskaper mellan områdena har större betydelse för skillnader i ytvattenkemi mellan områden än skogsbruksintensiteten.

Hur kopplar resultaten till miljömålen?

Samtliga områden, förutom Ramsjöbäcken, visar att det finns en positiv trend för miljömålet *Bara naturlig försurning*, med minskad halt SO_4-S , samt i flera fall ökat pH och/eller ANC. Det går inte att dra några slutsatser från denna studie om skogsbrukets försurningspåverkan, som från och med 2018 är representerat i en av miljömålsindikatorerna för *Bara naturlig försurning*. För det krävs studier där ytvattenkemin mäts direkt i anslutning till åtgärder, alternativt studier där brukade och obrukade områden är mer lika med avseende på markegenskaper och atmosfäriskt nedfall än vad som var fallet i denna studie.

NO_3-N i markvattnet under rotzonen fanns med i den fördjupade utvärderingen av miljömålet *Ingen övergödning 2015* (Naturvårdsverket, 2015). Där konstaterades att halterna av NO_3-N i markvattnet generellt är mycket låga, men att förhöjda halter förekommer i sydvästligaste Sverige (Skåne och Halland). Det var också i Halland som halterna var högst i avrinningsområdena i denna studie, men det finns inga tendenser till att skogsbrukets bidrag till övergödningen ökar där eller i något annat av de undersökta områdena. Tvärtom finns en signifikant minskning av halten oorganiskt kväve i fyra av de tio områdena, tre brukade och ett obrukat, vilket skulle kunna förklaras av minskat nedfall. Minskningen är liten, förutom i Fallabäcken där minskningen är påtaglig. Skogsbruket skulle också kunna vara en del i förklaringen, ifall hänsynsfrågan vid avverkning har ändrats, men om detta finns ingen information. Att det även finns ett obrukat område där halten minskar signifikant talar för att minskningen av nedfallet som förklaring.

Enligt definitionen av miljökvalitetsmålet *Gifrfri miljö* ska förekomsten av ämnen som skapats i eller utvunnits av samhället inte hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Hur mycket metaller som frigörs till ytvattnet kan bero på surhetsgraden eller på halten totalt organiskt material, och halterna är därför viktiga att följa över tid. Vissa minskningar i halter kunde påvisas i denna studie. Kvikksilverutsläppen har under senare år minskat, men deposition och tidigare utsläpp av kvicksilver gör att många av Sveriges ytvatten har en för hög kvicksilverhalt för att anses ha god status. För att eventuella förändringar i kvicksilverhalten på grund av skogsbruk ska kunna påvisas behövs mätningar över lång tid både i brukade områden och i matchade referensområden, och för en del av bäckarna i denna rapport har mätningar nu pågått under många år, vilket förbättrar möjligheten att kunna avgöra effekter längre fram. Livsmedelsverket rekommenderar att många arter av insjöfisk ska konsumeras sparsamt och kvicksilver från mark som påverkas av störning, exempelvis vid avverkning, bidrar till de höga halterna.

Hur kan mätprogrammet och utvärderingen förbättras?

I Löfgren (2012) konstaterades att mätningarna i de brukade områdena gett mycket värdefull information och bör fortsätta. Ett antal förbättringsmöjligheter för programmet presenterades också. Nedan följs dessa förslag upp och kompletteras med nya förslag.

*Förslag 1. Öka precisionen för fastställande av vattendelare till respektive avrinningsområde, med hjälp av den nya höjddatabasen med 2*2 meters upplösning, som var på gång då rapporten skrevs och som nu är tillgänglig.*

Den nya högupplösta höjddatabasen (2*2 m) har använts av Länsstyrelsen i Västra Götaland för att ta fram avgränsningen för avrinningsområdena med ökad noggrannhet. De nya avgränsningarna var dock

inte färdiga i tid för att kunna användas i den aktuella utvärderingen, men ska användas i nästa utvärdering.

Förslag 2. Kartläggning av markslagsfördelning med de nya vattendelarna, baserat på SMD-data.

För att kunna dra mer långtgående slutsatser om exempelvis skogsbrukets effekter på övergödning och försurning skulle referensområdena (de obrukade avrinningsområdena) noggrannare behöva matchas med de brukade områdena. I denna rapport är områdena presenterade parvis beroende på geografisk närhet, vilket är en viktig parameter. Att kartlägga markslagsfördelningen med de nya vattendelarna, baserat på SMD-data, samt även jämföra nedfall och markförhållanden, skulle vara ytterligare ett sätt att få jämförbara områden där den stora skillnaden är om de är brukade eller obrukade. Ett större urval av referensområden skulle öka möjligheten att hitta områden som har liknande egenskaper som de brukade. En idé kan vara att söka passande områden bland trendvattendragen, som ingår i den nationella övervakningen av sötvatten, och samordnas av Havs- och vattenmyndigheten.

Förslag 3. Modellerad dygnsvis vattenföring bör införas för hela mätperioden, förutom för Ramsjöbäcken där mätningar finns.

Dygnsvis vattenföring har inhämtats från SMHI av Länsstyrelsen Västra Götaland och använts för alla beräkningar, förutom för Ramsjöbäcken och Gårdsjön där det finns mätdata.

Förslag 4. Transportberäkningar bör utföras baserat på nya dygnsvisa avrinningsdata för hela mätperioden.

De transportberäkningar som utförts i denna studie, för perioden 1999-2016, har utgått från dygnsvis avrinningsdata.

Förslag 5. Samma metodik bör användas i de olika områdena för att mäta oorganiskt aluminium.

Problemet med olika metoder för mätning av oorganiskt aluminium kvarstår. I flera av områdena har dessutom oorganiskt Al bara mätts under korta perioder. Oorganiskt aluminium är viktigt för att ge en bild över försurningsstatusen, och vi föreslår därför att en utredning om möjligheten till att standardisera metodiken för att kontinuerligt mäta oorganiskt Al i de olika områdena görs.

Förslag 6. Information om utförda skogsskötselåtgärder bör hämtas in varje år från Skogsstyrelsen (avverkning, grotuttag, skärmställning och markberedning), för att öka möjligheten att analysera skogsbrukets effekt på vattenkvaliteten.

Data över avverkning till denna rapport är inhämtade från Skogsstyrelsen genom Skogsdataportalen för perioden 1999-2016. Det är bra att en databas som är publik och som uppdateras kontinuerligt används så att samma avverkningsdata kan användas vid kommande uppföljningar. För att förbättra möjligheterna att undersöka skogsbrukets effekter skulle avverkningens datum samt en fullständig sammanställning av alla avverkningar också behövas. En grundlig analys av markens beskaffenhet i de olika delarna av avrinningsområdet och uppgifter om avstånden till provtagningspunkten skulle kunna ge ytterligare information. Då effekten av en avverkning på exempelvis nitrathalten finns kvar i flera år är det också viktigt att uppgifter kring avverkningar som skett före mätperioden kan tas fram.

Förslag 7. För att ytterligare analysera effekter av skogsbruksåtgärder föreslås att vattenprover samlas in i slutavverkade bestånd, från dikessystemet som avvattnar den avverkade ytan. Fyra provtagningar per år under minst en femårsperiod efter avverkning föreslås (vår, sommar, höst och vinter), från och med året efter slutavverkning. Vattenproverna föreslås analyseras med avseende på närsaltsfraktioner, försurningsrelaterade variabler, TOC och aluminium., och kompletteras med skattningar av avrinning.

För detta förbättringsförslag hänvisar vi till projektet ”Skogsbrukets påverkan av vattenkvalitet” som pågått sedan 2015, i ett samarbete mellan Länsstyrelsen i Västra Götaland och Havs- och Vattenmyndigheten.

Slutsatser

Det pågår en återhämtning från försurning i ytvatten i nio av de tio områden i sydvästra Sverige, med 18-åriga tidsserier, som ingår i denna studie. Ingen skillnad i trender kunde dock påvisas mellan brukade och obrukade områden. Jämförelsen försvårades av att det fanns andra skillnader mellan brukade och obrukade områden, med avseende på havssaltspåslag och markegenskaper, som hade större inverkan på ytvattenkemin än eventuella skogsbrukseffekter.

Halten nitratkväve minskade i fyra områden, varav två var brukade och två obrukade. Inte heller här kunde någon skogsbrukseffekt påvisas. En förklaring till minskningen skulle kunna vara minskat kvävenedfall. Halten nitratkväve var högst i de sydvästligaste områdena, som är de områden som utsatts för mest kvävenedfall.

Halterna av metallerna kadmium, koppar, bly, zink, järn och mangan har oftast varit under vad som bedöms som skadligt för biota. Den skadligaste formen av kvicksilver, metylkviksilver, har bara mätts på en plats, i Gårdsjön. Där finns ingen signifikant trend över tiden, däremot förhöjdes halterna kraftigt under en period efter att området drabbats av körskador.

För att kunna göra mer ingående jämförelser mellan brukade och obrukade områden skulle områdena behöva karaktäriseras mer noggrant, med avseende på markegenskaper, atmosfäriskt nedfall, m.m. Områden som jämförs bör vara så lika varandra som möjligt, för att eventuella skogsbrukseffekter inte ska döljas av andra skillnader. Ett större urval av referensområden skulle öka möjligheten att hitta områden som matchar de brukade områdena i egenskaper. Ett annat sätt att gå till väga för att utvärdera effekter av skogsbruk kan vara att, med hjälp av mer detaljerade studier av de brukade områdena, där avverkningar kartläggs i tid och rum, studera hur avverkningarnas läge i avrinningsområdena påverkar effekterna i ytvattenet.

Studier av skogsbrukets påverkan på ytvattenkemin bör även kompletteras med riktade studier mot effekter av skogsbruksåtgärder i mindre bäckar i nära anslutning till åtgärdena, med mätningar både några år före och några år efter åtgärden. Slutligen bör analysmetodiken för oorganiskt aluminium ses över, så att mätningar från olika platser är jämförbara, och så att det finns kontinuerliga tidsserier för oorganiskt aluminium, som är den skadligaste formen av aluminium.

Referenser

- Akselsson C, Westling O, Örlander G. Regional mapping of nitrogen leaching from clearcuts in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 1004; 202: 235-243.
- Akselsson C, Belyazid S, Hellsten S, Klarqvist M, Pihl-Karlsson G, Karlsson PE, Lundin L. Assessing the risk of N leaching from Swedish forest soils across a steep N deposition gradient in Sweden. *Environmental Pollution* 2010; 158: 3588-3595.
- Engardt M, Simpson D, Schwikowski, Granat L. Deposition of sulphur and nitrogen in Europe 1900-2050. Model calculations and comparison to historical observations. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 2017; 69:1.
- Eriksson E, Karlton E, Lundmark JE. Acidification of Swedish forest soils. *Ambio* 1992; 21:150-4.
- Hirsch RM, Slack JR. A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resources Research* 1984; 20:727-32.
- Iwald J, Löfgren S, Stendahl J, Karlton E. Acidifying effect of removal of tree stumps and logging residues as compared to atmospheric deposition. *For Ecol Manag* 2013; 290: 49-58.
- Kritzberg ES. Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters* 2017; 2: 105-112.
- Kritzberg ES, Ekström SM. Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification? *Biogeosciences* 2012; 9: 1464-1478.
- Lydersen E, Löfgren, S, Arnesen RT. Metals in Scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming, and potential reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 2002; 32: 73-295.
- Löfgren S. Regional övervakning av avrinningen från brukad skogsmark i Västra Götalands, Hallands och Jönköpings län. Utvärdering av perioden 1996-2009 och förslag till framtida utformning. Länsstyrelsen VG län 2012; 2012:02.
- Mann HB. Non-parametric tests against trend. *Econometrica* 1945; 13: 245-59.
- Moldan, F, Stadmark, J, Fölster, J, Jutterström, S, Futter, MN, Cosby, BJ, Wright, RF. Consequences of intensive forest harvesting on the recovery of Swedish lakes from acidification and on critical load exceedances. *Science of the Total Environment* 2017; 603-604: 562-569.
- Monteith DT, Stoddard JL, Evans CD, de Wit HA, Forsius M, Høgåsen T, Wilander A, Skjelkvåle BL, Jeffries DS, Vuorenmaa J, Keller B, Kopáček J, Vesely J. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 2007; 450: 537-541.
- Munthe J, Hultberg, H. Mercury and methylmercury in runoff from a forested catchment – concentrations, fluxes and their response to manipulations. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 2004; 2-3: 607-618.
- Naturvårdsverket. Mål i sikte – Analys och bedömning av de 16 miljö kvalitetsmålen i fördjupad utvärdering. 2015; Rapport 6662. pp.427.
- Ring E, Löfgren S, Sandin L, Högbom L, Goedkoop W. Skogsbruk och vatten – en kunskapsöversikt. Redogörelse från Skogsforsk 2008; 3:2008, Gävle, pp. 64.
- Zetterberg T, Westling O. Vattenkemi och utlakning från brukad skogsmark i Västra Götalands län 2000-2004. Länsstyrelsen Västra Götalands län 2006; Rapport 2006:37.

Del B: Skogsbrukets påverkan på små skogs bäckar

Introduktion

Bakgrund

Skogsbruket kan påverka kvaliteten på avrinningsvattnet på olika sätt (Magnusson 2015). Då biomassa förs bort efter avverkning förloras både viktiga näringsämnen och buffringskapacitet mot försurning från ekosystemet. Dessutom kan förhållandena efter avverkning påverka avrinningskemin avsevärt. För att förstå hur skogsbruket påverkar vattenkvaliteten är det värdefullt med mätningar i små vattendrag i nära anslutning till skogsbruksåtgärder.

Det finns väldigt få riktade svenska studier eller övervakningsprogram som fokuserar på skogsbrukets effekter på vattendrag genom att studera förändringar i både biologi och vattenkemi. Den enda studie som inkluderar kiselalger verkar vara utförd inom Länsstyrelsen Västerbottens delprogram inom miljöövervakningen ”Avrinning från brukad skogsmark – Balån” (Länsstyrelsen Västerbotten 2009; Löfgren m.fl. 2013). Balån är jämförbar med vattendragen i föreliggande studie. Slutsatsen av studien var att kiselalger fungerar bra för att visa påverkan av skogsavverkning, och även kan återspegla små förändringar i vattenkemin.

Under perioden 2015-2017 finansierades projektet ”Skogsbrukets påverkan av vattenkvalitet” av Havs- och vattenmyndigheten. Syftena var att följa upp läckage av näringsämnen, försurande ämnen och metaller och påverkan på kiselalgsamhällen i skogsbäckar efter avverkning, samt att testa ett upplägg för övervakning av skogsbrukseffekter på ytvatten. I denna studie ingick fyra skogsbäckar, i Västerbottens, Västernorrlands och Västra Götalands län. I dessa fyra bäckar har Skogsstyrelsen även följt upp miljöhänsyn i samband med avverkning. Denna uppföljning kan användas vid tolkning av avverkningseffekter.

Skogsstyrelsens miljöhänsynsuppföljning

Sedan 1999 har Skogsstyrelsen genomfört en rikstäckande stickprovsinventering av tagen natur- och kulturmiljöhänsyn vid föryngringsavverkning (Polytaxinventering P0/1). 2009 togs en något modifierad metodik i bruk. Under åren 2013-2017 har en översyn och revidering av metodiken genomförts. Polytaxinventeringen fasas ut och en ny miljöhänsynsuppföljning påbörjades 2017.

Den nya miljöhänsynsuppföljningen har utförts vid de tre bäckarna i norra Sverige som ingår i denna studie. Uppföljningen innebär att objektet besöks och inventeras två gånger – en gång före avverkning och en andra gång efter avverkning. Innan avverkning registreras företeelser med specifika miljövärden som finns i det område som anmälts för föryngringsavverkning. Efter avverkning följer inventeraren upp vilken hänsyn som har tagits till miljövärdena. Det kan handla om kantzoner mot vatten och våtmarker, överfarter över vattendrag, körskador, hänsyn till växter och djur, kulturmiljöer och rekreativvärden m.m. I Figur 1 visas exempel på bra hänsyn med fin kantzon lämnad och utan körskador (Figur 1a), samt mindre bra hänsyn utan kantzon och med körskador (Figur 1b).

a.



b.



Figur 1. Exempel på bäck med (a) bra hänsyn samt (b) mindre bra hänsyn vid avverkning. (Foto: Elisabet Andersson resp. Tomas Rask)

Syfte

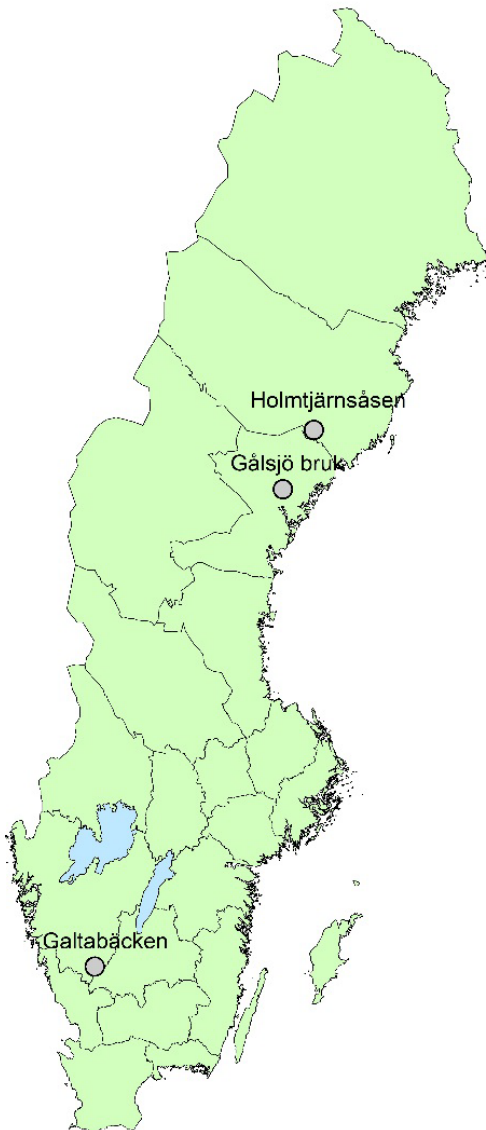
Syftena med denna studie är att:

- utvärdera effekterna i ytvatten i direkt anslutning till avverkning och markberedning, med olika grader av miljöhänsyn, med avseende på näringsämnen, försurande ämnen och metaller,
- utvärdera skogsbruksåtgärdernas påverkan på kiselalgsamhällen,
- föreslå förbättringar beträffande provtagningsupplägg och metodik.

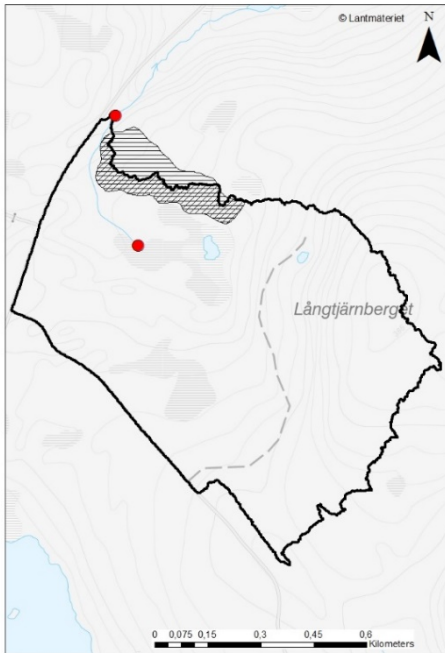
Material och metoder

Områdesbeskrivning

Tre bäckar intill avverkningar i norra Sverige och en i södra Sverige ingår i studien (Figur 2, Tabell 1): Holmtjärnsåsen (Figur 3), Gålsjö bruk södra (Figur 4) och Gålsjö bruk (Figur 5) i norr samt Galtabäcken (Figur 6) i söder. Vid en bäck, Holmtjärnsåsen, utfördes även markberedning inom mätperioden.



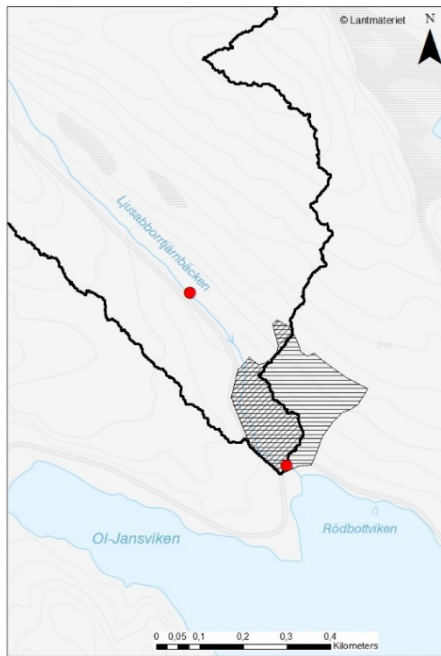
Figur 2. Skogsbäckar som ingår i studien. I Gålsjö bruk finns två bäckar, som kallas Gålsjö bruk och Gålsjö bruk södra (Tabell 1).



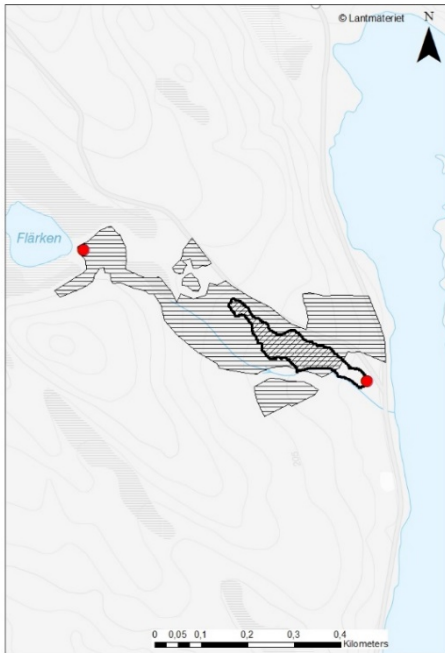
Figur 3. Avrinningsområdets utbredning med provtagningspunkterna (röda punkter) uppströms och nedströms avverkningen (skuggat område) i Holmtjärnsåsen.

a)

b)



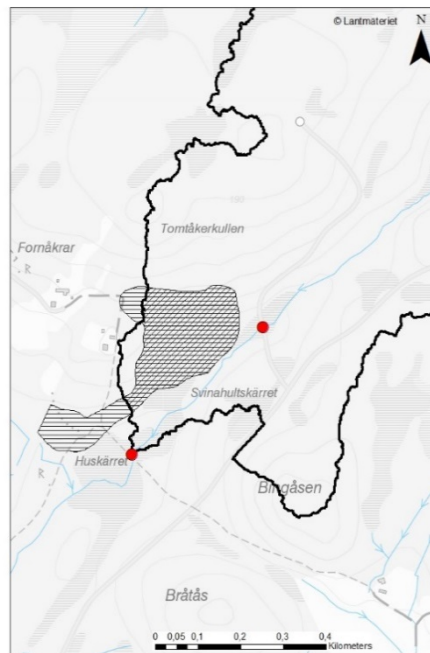
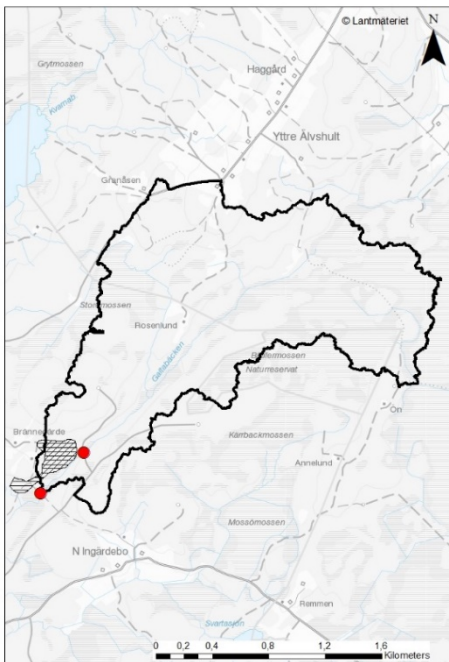
Figur 4. Avrinningsområdets utbredning med provtagningspunkterna (röda punkter) uppströms och nedströms avverkningen i Gålsjö bruk södra (a), samt förstoring av området med avverkningen (skuggat område) (b).



Figur 5. Avrinningsområdets utbredning med provtagningspunkterna (röda punkter) uppströms och nedströms avverkningen (skuggat område) i Gålsjö bruk.

a)

b)



Figur 6. Avrinningsområdets utbredning med provtagningspunkterna (röda punkter) uppströms och nedströms avverkningen i Galtabäcken (a), samt förstoring av området med avverkningen (skuggat område) (b).

Tabell 1. Avrinningsområdenas storlek, skogsbruksåtgärder och hänsyn för de fyra skogsbäckarna.

Område	Storlek på avrinningsområde	Avverkning	Vattenhänsyn – sammanfattning	Kantzonsbredd	Kantzonsutformning	Körskador	Markberedning	Övrigt
<i>Holmtjärnsåsen</i>	79 ha	7,7 ha, ena sidan bäcken. 4 mars 2016	Ingen negativ påverkan	5-30 m	Bra	Nej	Ja, med harv, 25 juni 2017. Tall sådd	
<i>Gålsjö bruk södra</i>	660 ha	4,7 ha, ena sidan bäcken, ca 7-10 sept 2015	Viss negativ påverkan	0-20 m	Bristfällig i delar	Nej	Ja, med högläggare, 2017, efter att vattenprovtagning avslutats	
<i>Gålsjö bruk</i>	1 ha	6,4 ha, båda sidor bäcken, ca 7-10 sept 2015	Stor negativ påverkan	0-20 m	Bristfällig i delar	Ja	Ja, med harv, 2017, efter att vattenprovtagning avslutats	Bäcken är delvis underjordisk
<i>Galtabäcken</i>	317 ha	6,4 ha, ena sidan bäcken, ca 20-24 sept 2015	Ingen negativ påverkan	5-15 m	Bra	Nej	Nej	Grottag på ca 1,6 ha

Provtagning och analys

Vattenkemi

Mätningar gjordes före och efter avverkning för samtliga bäckar, men det varierade hur många mätningar som gjordes och hur långt före och efter de gjordes (Tabell 2). För Holmtjärnsåsen gjordes även en markberedning i juni 2017, som följdes upp med tre mätningar under två månaders tid.

Tabell 2. Antal mätningar och tid för start och avslut av mätserierna för de fyra skogsbäckarna.

Bäck	Antal mätningar	Mätperiod innan avverkning	Mätperiod efter avverkning	Lokal	Lokalkoordinater (SWEREF 99 TM)	
Holmtjärnsåsen	9	6 månader	1 år, 7 månader	nedströms	7095026	682852
				uppströms	7094657	682916
Gålsjö bruk södra	10	Några dagar	1 år, 2 månader	nedströms	7013621	641725
				uppströms	7013952	641368
Gålsjö bruk	10	Några dagar	1 år, 2 månader	nedströms	7014066	642868
				uppströms	7014376	642235
Galtabäcken	10	1 månad	1 år, 8 månader	nedströms	6359196	392829
				uppströms	6359484	393135

Antalet mätningar före och efter åtgärderna var för litet för att kunna göra någon statistisk analys. Diagram där halter i ytvatten uppströms och nedströms avverkningen jämfördes togs fram och en visuell utvärdering av resultaten gjordes. De parametrar som studerades var sulfatsvavel (SO₄-S), klorid (Cl), kalcium (Ca), totalt organiskt kol (TOC), nitratkväve (NO₃-N), ammoniumkväve (NH₄-N), pH och kvicksilver (Hg). NO₃-N är det ämne som kan förväntas öka mest efter avverkning, men även NH₄-N och Ca kan öka till följd av minskat upptag, och TOC och Hg kan öka på grund av störningen som sker vid avverkning. Ytvattnets pH kan påverkas av dessa förändringar, framför allt av förändringar i NO₃-N och TOC. SO₄-S och Cl är värdefulla att undersöka för att veta om avrinningsvattnet har liknande karaktär uppströms och nedströms.

Kiselalger

Provtagning av kiselalger i Holmtjärnsåsen utfördes 2015-2017 av Länsstyrelsen i Västerbottens län (Tabell 3, Figur 3), och i Galtabäcken av Medins Havs- och vattenkonsulter AB (Tabell 3, Figur 6), enligt SS-EN 13946 (SIS 2014a) och Handledning för miljöövervakning, undersökningstyp "Påväxt i sjöar och vattendrag – kiselalgsanalys" (Havs- och vattenmyndigheten 2016). Påväxtmaterial borstades från stenar med ren tandborste och fixerades med etanol. Observera att proverna i Holmtjärnsåsen har tagits på våren under 2016 men på hösten 2015 och 2017. Galtabäcken har provtagits på hösten alla år. Undersökningstypen rekommenderar att alltid ta prover vid stabila flödesförhållanden, vanligtvis på hösten. För att kunna jämföra proverna ska provtagningen ske under samma årstid. Vårproven från 2016 från Holmtjärnsåsen ska därför jämföras med försiktighet med höstproverna de två andra åren. En annorlunda artsammansättning kan bero på årstiden, och speglar inte nödvändigtvis en allmän förändring av artsammansättningen i vattendraget. Indexvärdena borde dock ligga ungefär på samma nivå året om.

Tabell 3. Kiselalgslokaler och provtagningsdatum i undersökningen. Skogsbruksåtgärder genomfördes i mars 2016 (avverkning) och juni 2017 (markberedning) i Holmtjärnsåsen och september 2015 (avverkning) i Galtabäcken.

Bäck	Lokal	Lokalkoordinater		Provdatum
(SWEREF 99 TM)				
Holmtjärnsåsen	nedströms	7095019	682844	2015-10-08
Holmtjärnsåsen	nedströms	7095019	682844	2016-05-18
Holmtjärnsåsen	nedströms	7095019	682844	2017-08-17
Holmtjärnsåsen	uppströms	7095019	682844	2015-10-08
Holmtjärnsåsen	uppströms	7095019	682844	2016-05-18
Holmtjärnsåsen	uppströms	7095019	682844	2017-08-17
Galtabäcken	nedströms	6359482	393132	2015-09-25
Galtabäcken	nedströms	6359482	393132	2017-08-27

Framställning av kiselalgspreparat för analys i ljusmikroskop, samt analys, gjordes enligt SS-EN 13946 (SIS 2014a) och Handledning för miljöövervakning, undersökningstyp ”Påväxt i sjöar och vattendrag – kiselalgsanalys” (Havs- och vattenmyndigheten 2016). Kiselalgsanalyserna utfördes av SLU (Holmtjärnsåsen) och Medins Havs och Vattenkonsulter AB (Galtabäcken) enligt SS-EN 14407 (SIS 2014b). Minst 400 kiselalgsskal artbestämdes i varje prov. Även antal missbildade kiselalgsskal noterades liksom typ och grad av missbildning (avvikande form/mönster, svag/stark missbildning).

Bedömning av ekologisk status och surhet med hjälp av kiselalgsresultaten följer Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007) samt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (Havs- och vattenmyndigheten 2013). Bedömning av vattenkvaliteten grundar sig på två olika index: **IPS** (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982) och **ACID** (ACidity Index for Diatoms, Andréon och Jarlman 2008), samt två stödparametrar: **%PT** (andelen skal från föroreningstoleranta arter) och **TDI** (Trophic Diatom Index) (Kelly 1998).

IPS visar påverkan av näringsämnen och organisk förorening, %PT indikerar organisk förorening och TDI indikerar eutrofiering. IPS används för att ta fram vattenkvalitetsklassen medan stödparametrarna används för att få en säkrare bedömning.

Indelning i IPS-klasser har gjorts enligt Tabell 4. IPS-indexet sträcker sig mellan 1 och 20 (osäkerhetsintervall: $IPS \geq 13$ är $\pm 0,5$ enheter, $IPS < 13 \pm 1$ enhet). När gränsen för osäkerhetsintervallet av IPS-resultatet överskrider värdet för nästa klassgräns är klassningen osäker och vattendraget ligger mellan två klasser. För beräkning av ekologisk kvot har IPS-värdet dividerats med ett nationellt referensvärde (19,6).

Beräkning av kiselalgsindex har gjorts med de indexvärden som finns i den nationella artlistan (SLU 2016). Dessa indexvärden är anpassade för svenska förhållanden.

Tabell 4. Bedömning av eutrofiering och organisk föroreningpåverkan med hjälp av kiselalgsindexet IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982). TDI (Trophic Diatom Index) och %PT (andelen föroreningstoleranta skal) (Kelly 1998) fungerar som stödparametrar till IPS.

klass	status	IPS-värde	Ekologisk kvot	%PT	TDI
1	hög	$\geq 17,5$	$\geq 0,89$	< 10	< 40
2	god	14,5-17,5	0,74-0,89	< 10	40-80
3	måttlig	11-14,5	0,56-0,74	< 20	40-80
4	otillfredsställande	8-11	0,41-0,56	20-40	> 80
5	dålig	<8	< 0,41	> 40	> 80

Indexet ACID visar på surhet och placerar vattendraget i en surhetsklass. Indexet skiljer inte mellan antropogen försurning och naturlig surhet och är främst framtaget för att bedöma surheten i vattendrag med pH <7. Indelning i surhetsklass har gjorts enligt Tabell 5. Osäkerhetsintervallet för ACID är ± 10 %.

Tabell 5. Bedömning av surhet i vattendrag med hjälp av kiselalger (surhetsindex ACID, ACidity Index for Diatoms, Andrén & Jarlman 2008). Indelning i fem surhetsklasser. Indexet skiljer inte mellan försurning och naturlig surhet.

Surhets-klass	surhetsindex ACID	Motsvarar medel-pH (medelvärde för 12 månader före provtagning)	Motsvarar pH-minimum (under 12 månader före provtagning)
alkaliskt	≥ 7,5	≥ 7,3	
nära neutralt	5,8-7,5	6,5-7,3	
måttligt surt	4,2-5,8	5,9-6,5	< 6,4
surt	2,2-4,2	5,5-5,9	< 5,6
mycket surt	< 2,2	< 5,5	< 4,8

Bedömningarna med IPS och ACID fungerar i hela Sverige. Referensvärden och klassgränser är desamma i hela landet.

Förutom nämnda index och stödparametrar har en preliminär screeningmetod använts för att bedöma om risk för påverkan av tungmetaller eller bekämpningsmedel föreligger (Kahlert 2012, Havs- och vattenmyndigheten 2016). Bedömningen grundar sig på:

- andel missbildade skal > 1 % eller
- antal taxa < 20

Misstänkt metallpåverkan kan i vissa fall styrkas av:

- > 50 % av taxa toleranta mot tungmetaller och bekämpningsmedel: *Achnantheidium minutissimum*- gruppen, *Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot, *Fragilaria gracilis* Østrup, *Eunotia steineckii* Petersen, *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing, *Eunotia exigua* (Brebisson ex Kützing) Rabenhorst och *Eunotia incisa* Gregory plus *Eunotia spec.* Dalarna
- tendens till tydliga och sällsynta deformationer
- Shannon-diversitet < 2

Andelen missbildade skal har delats in i frekvenskategorier enligt Tabell 6.

Tabell 6. Preliminär klassning av missbildningsfrekvens enligt Havs- och vattenmyndigheten (2016).

Andel missbildade skal	Frekvenskategori
< 1 %	ingen eller obetydlig
1-2 %	låg
2-4 %	måttlig
4-8 %	hög
> 8 %	mycket hög

Antal taxa <20 och andra tecken på stress kan dock vara resultat av annan påverkan än tungmetaller eller bekämpningsmedel.

Resultat

Halter i ytvatten

Holmtjärnsåsen

I Holmtjärnsåsen var halten $\text{NO}_3\text{-N}$ uppströms och nedströms på samma nivå både före och efter avverkning, förutom vid ett tillfälle precis efter avverkningen då halten var dubbelt så hög nedströms (Figur 7). Halten var dock fortfarande mycket låg, $30 \mu\text{g/l}$, och det finns inga tendenser under mätperioden till en varaktig ökning. Inte heller $\text{NH}_4\text{-N}$, TOC eller Hg uppvisade några tendenser till ökning nedströms. Det kan dock dröja längre än ett och ett halvt år innan nitrifieringen kommer igång så att nitratkvävehalten ökar i ytvattnet, framför allt i norra Sverige där det finns mindre kväve i marken och populationen av nitrifierare därmed är mindre. En längre mätperiod hade behövts för att säkerställa att avverkningen inte ledde till nitratutlakning. Det går inte att dra några slutsatser om effekter av markberedning baserat på data från Holmtjärnsåsen. En längre tidsserie, som ger en bild över årstidsvariationer, hade krävts för det.

Gålsjö bruk södra

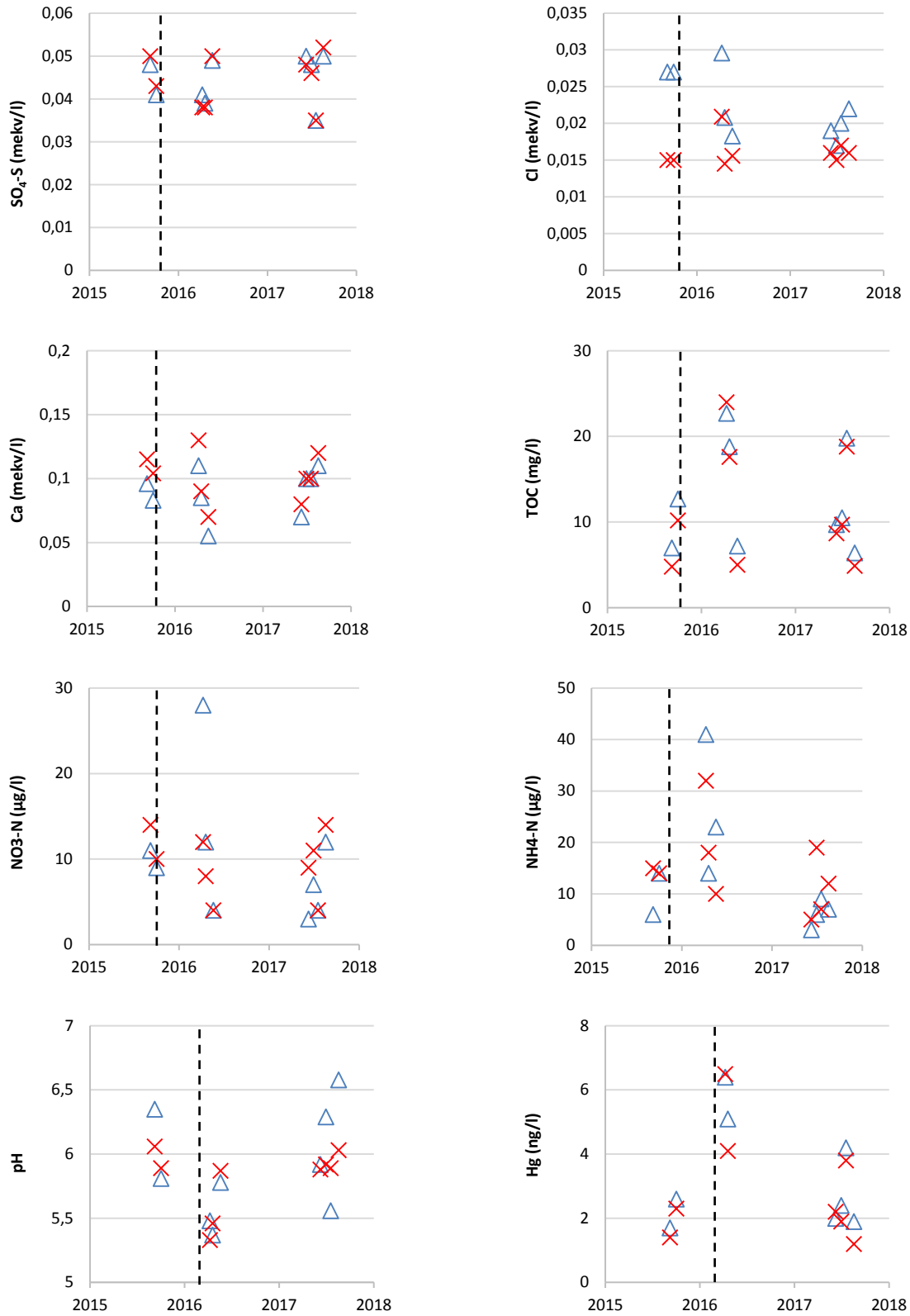
I Gålsjö bruk södra är skillnaderna mellan uppströms och nedströms ytvattenkemi små för samtliga ämnen (Figur 8). Inga tendenser finns till effekter i ytvattnet av avverkningen, även om det kan dröja längre än ett drygt år innan det sker en förhöjning av $\text{NO}_3\text{-N}$ -halten i ytvattnet.

Gålsjö bruk

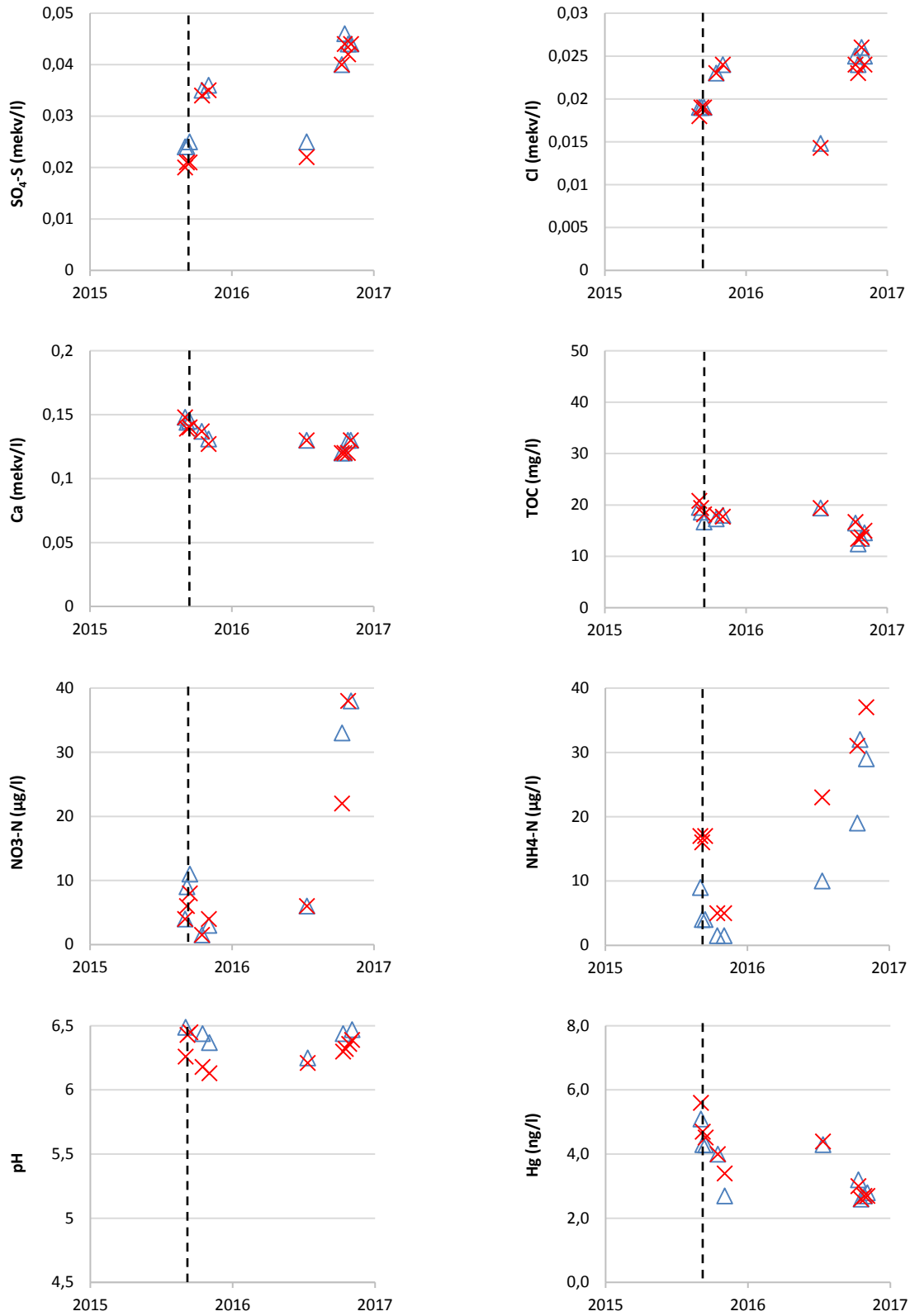
I Gålsjö bruk är de första mätningarna gjorda bara några dagar före avverkningen. De mätningarna samt mätningarna precis omkring avverkningen uppvisade väldigt stora skillnader mellan ytvattenkemin uppströms och nedströms avverkningen för flera ämnen, t. ex. TOC, $\text{NH}_4\text{-N}$, Hg, $\text{SO}_4\text{-S}$ och Cl (Figur 9). Det är nedströmsmätningarna som avviker, och i mätningarna något år efter avverkningen har en del av skillnaderna försvunnit. Detta mönster gör resultatet svårt att tolka. En misstanke är att någon form av störning skett precis innan avverkningen, som föranlett skillnaderna (körning eller dylikt). Resultaten visar på vikten av att ha en längre period med mätningar före skogsbruksåtgärden, för att få en bättre bild av vad som kan ha hänt och om det var en skillnad mellan ytvattenkemin uppströms och nedströms även tidigare. För $\text{NO}_3\text{-N}$ var skillnaden liten mellan mätpunkterna uppströms och nedströms i samband med avverkningen, men vid mätningarna upp till ett drygt år efter avverkningen var halterna avsevärt högre nedströms. Halterna var fortfarande mycket låga, upp till $40 \mu\text{g/l}$, men det är en tydlig tendens som indikerar att en kraftigare förhöjning kan vara på gång. Detta var det område där stora brister noterats vid vattenhänsynen, vilket skulle kunna förklara ökningen i $\text{NO}_3\text{-N}$ nedströms.

Galtabäcken

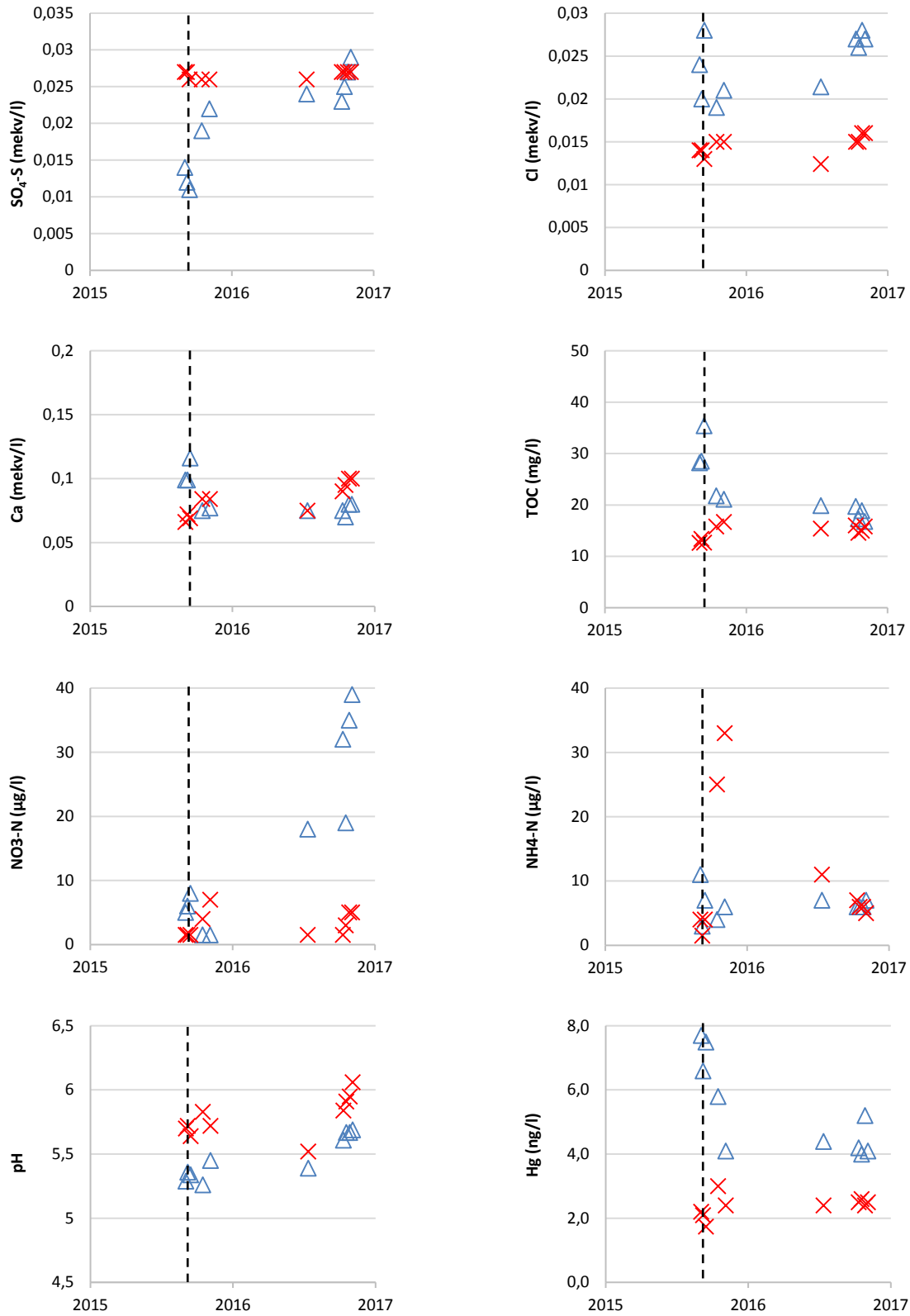
I Galtabäcken var det påtagligt hur stora likheter det fanns mellan ytvattenkemin uppströms och nedströms med avseende på $\text{SO}_4\text{-S}$, Cl, Ca, TOC och Hg, både före och efter avverkning (Figur 10). För $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och pH var skillnaden större, men det finns ingen tydlig tendens till ökning efter avverkning, och halterna var generellt låga, upp till $120 \mu\text{g/l}$ för $\text{NO}_3\text{-N}$. I denna del av Sverige brukar nitratkväveutlakningen komma igång snabbare än i norr, och en förhöjning borde ha varit synlig redan efter ett och ett halvt år. Det är därmed troligt att avverkningen inte ledde till någon förhöjd kväveutlakning, även om det varit önskvärt med ett par år till med mätningar.



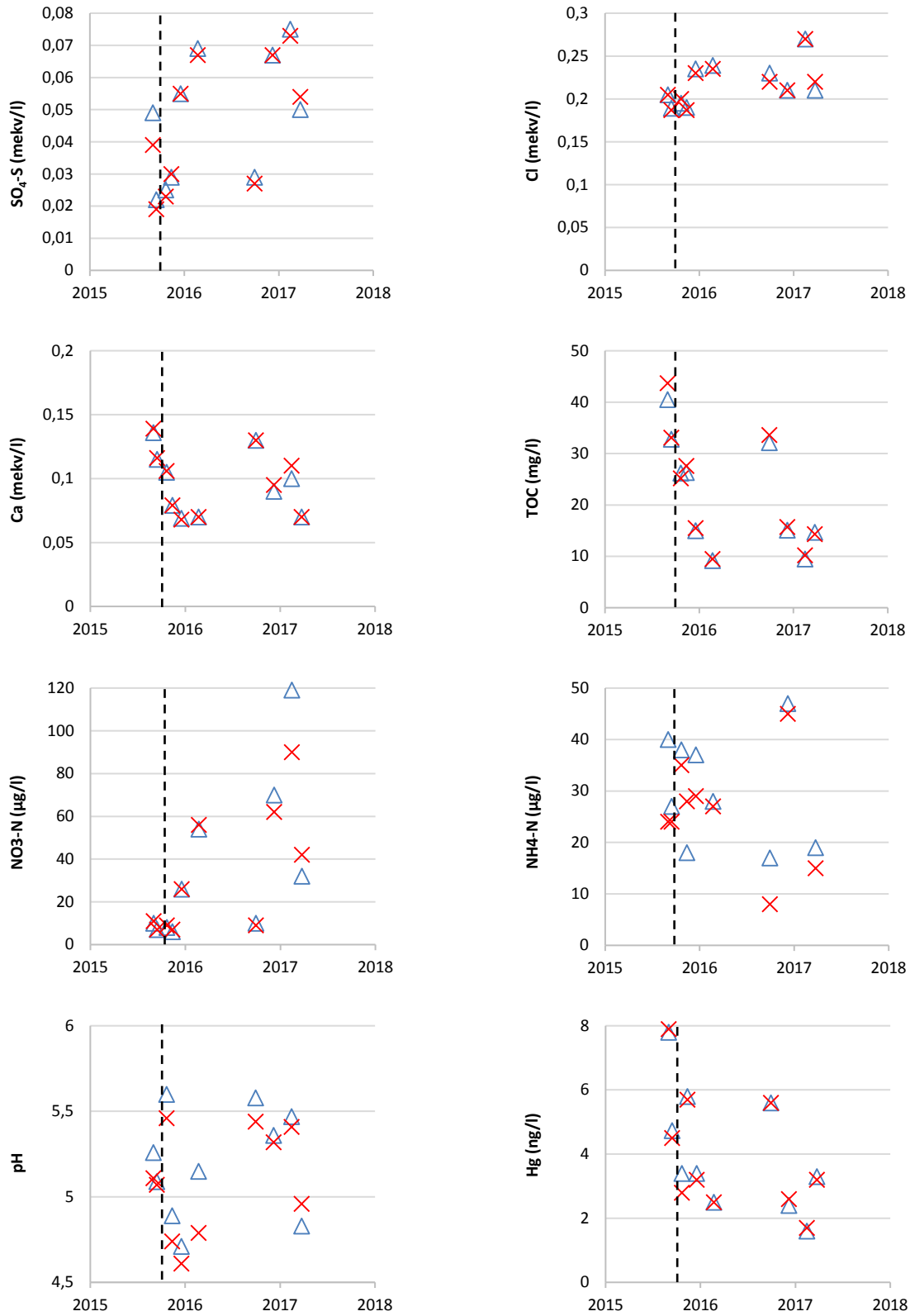
Figur 7. Halter i avrinnande vatten i Holmtjärnsåsen, uppströms (rött kryss) och nedströms (blå triangel) en avverkning 2016 (streckad linje).



Figur 8. Halter i avrinnande vatten i Gålsjö bruk södra, uppströms (rött kryss) och nedströms (blå triangel) en avverkning 2015 (streckad linje).



Figur 9. Halter i avrinnande vatten i Gålsjö bruk, uppströms (rött kryss) och nedströms (blå triangel) en avverkning 2015 (streckad linje).



Figur 10. Halter i avrinnande vatten i Galtabäcken, uppströms (rött kryss) och nedströms (blå triangel) en avverkning 2015 (streckad linje).

Kiselalger

De vanligaste kiselalgerna i Holmtjärnsåsen var i fallande ordning:

Fragilaria virescens Ralfs,
Eunotia minor (Kütz.) Grunow,
Karayevia oblongella (Østrup) M.Aboal,
E. paratridentula Lange-Bert. & Kulikovskiy,
E. meisterioides Lange-Bert. och
E. tenella (Grunow) Hustedt.

De vanligaste kiselalgerna i Galtabäcken var i fallande ordning:

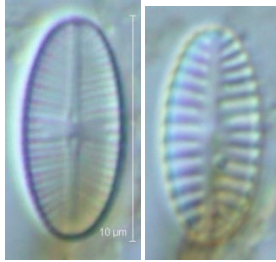
Eunotia incisa Gregory,
Peronia fibula (Brébisson ex Kützing) Ross,
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.,
E. tenella, (Grunow) Hust.
E. mucophila (Lange-Bert., Nörpel & Alles) Lange-Bert. och
Frustulia crassinervia (Brébisson) Lange-Bertalot & Krammer.

Alla dessa taxa förekommer främst i näringsfattiga och sura vattendrag.

Den ekologiska statusklassningen med kiselalgsindexet IPS och stödindexen TDI och %PT placerar alla åtta prover i hög ekologisk status, vilket tyder på en låg koncentration av näringsämnen, framförallt av fosfor, och ingen organisk förorening (Tabell 7). *K. oblongella* (Figur 11) är dock en indikator på att det kan förekomma näringsstötter, t.ex. kortvariga förhöjda fosforvärden, i vattendraget.

Tabell 7. Ekologisk statusklass och ingående index för de undersökta vattendragen baserat på kiselalgssammansättningen (bedömning av närings- & organisk påverkan). Plustecknet (+) markerar att screening för miljögifter indikerar möjligtvis lägre status.

Lokal	Provdatum	IPS	IPS klass	TDI	TDI klass	%P T	%PT klass	Ekologisk status
Holmtjärnsåsen, nedstr	2015-10-08	19,1	1	9,4	1	0	1-2	hög
Holmtjärnsåsen, nedstr	2016-05-18	19,2	1	9,3	1	0	1-2	hög ⁺
Holmtjärnsåsen, nedstr	2017-08-17	19,2	1	16,1	1	0	1-2	hög ⁺
Holmtjärnsåsen, uppstr	2015-10-08	19,9	1	16,5	1	0	1-2	hög ⁺
Holmtjärnsåsen, uppstr	2016-05-18	19,7	1	13,9	1	0	1-2	hög
Holmtjärnsåsen, uppstr	2017-08-17	19,9	1	22,1	1	0	1-2	hög ⁺
Galtabäcken, nedstr	2015-09-25	19,9	1	5,8	1	0	1-2	hög
Galtabäcken, nedstr	2017-08-27	20,0	1	0,7	1	0	1-2	hög ⁺



Figur 11. *Karayevia oblongella* (Østrup) M.Aboal, Balån, Maria Kahlert.

Surhetsindexet ACID indikerar att vattnet är surt till mycket surt på alla stationer och alla år (Tabell 8). Artantalet var ganska lågt, och ibland lägre än 20 vid några prover, vilket är typiskt för sura bäckar. I 90 % av alla svenska vattendrag påträffas vanligtvis mellan 20 och 80 kiselalgstaxa vid analys enligt standardmetoden (Kahlert 2011). Den enda stationen där andelen missbildade skal var större än gränsvärdet 1 % var Holmtjärnsåsen nedströms 2016, vilket också kan förklaras av att detta prov verkade vara surast av alla. Andelen taxa toleranta mot tungmetaller och bekämpningsmedel var inte förhöjd (mindre än 50 %) vilket tyder på att samhället inte var påverkat av sådana gifter. Diversiteten, som i 90 % av alla svenska vattendrag är mellan 1,5 och 5, var normal i alla prover utom en (Tabell 9), där också artantalet var lågt: I Holmtjärnsåsen uppströms 2017.

Tabell 8. Surhetsgruppering samt risk för försurning och ingående index för de undersökta vattendragen baserat på kiselalgssammansättningen.

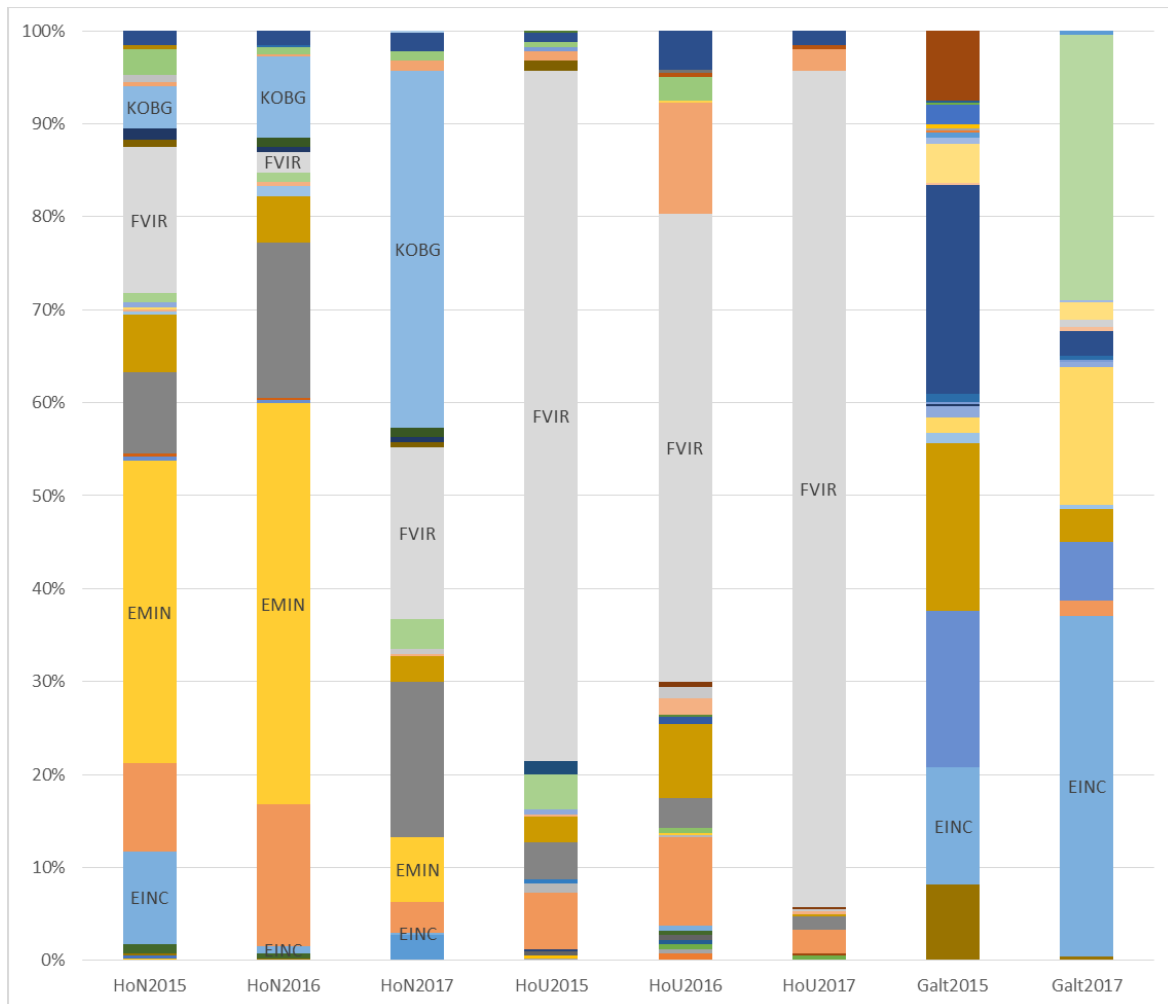
Lokal	Provdatum	ACID	surhets-grupp	alternativ surhetsgrupp (± 10 %)	Risk för försurning
<i>Holmtjärnsåsen, nedstr</i>	2015-10-08	2	mycket surt	surt	ja
<i>Holmtjärnsåsen, nedstr</i>	2016-05-18	1,7	mycket surt		ja
<i>Holmtjärnsåsen, nedstr</i>	2017-08-17	2,7	surt		ja
<i>Holmtjärnsåsen, uppstr</i>	2015-10-08	3,1	surt		ja
<i>Holmtjärnsåsen, uppstr</i>	2016-05-18	2,8	surt		ja
<i>Holmtjärnsåsen, uppstr</i>	2017-08-17	3,7	surt		ja
<i>Galtabäcken, nedstr</i>	2015-09-25	1,4	mycket surt		ja
<i>Galtabäcken, nedstr</i>	2017-08-27	1,5	mycket surt		ja

Tabell 9. Resultat från preliminär screeningmetod: Taxaantal, diversitet, andel deformerade skal och andel taxa toleranta mot bl.a. miljögifter. Resultaten kan användas för en screening för miljögifter ("höga eller måttligt höga" halter av tungmetaller (Cu, Zn, Cd, Pb) enligt Naturvårdsverkets indelning (Naturvårdsverket 1999) eller förekomst av bekämpningsmedel). En asterisk (*) markerar att värdena ligger nära en gräns att visa påverkan; värden markerade med två asterisker (**) över/underskrider en gräns som visar att påverkan kan föreligga.

Lokal	Provdatum	Taxa- antal	Diversitet (Shannon index)	Andel deformerade skal (%)	Andel taxa toleranta mot miljögifter (%)
Holmtjärnsåsen, nedstr	2015-10-08	25	3,2	0,2	12,5
Holmtjärnsåsen, nedstr	2016-05-18	20*	2,6	1,7**	3,2
Holmtjärnsåsen, nedstr	2017-08-17	18**	2,8	0,5	5,5
Holmtjärnsåsen, uppstr	2015-10-08	20*	1,7	–	4,7
Holmtjärnsåsen, uppstr	2016-05-18	25	2,7	0,5	4,7
Holmtjärnsåsen, uppstr	2017-08-17	12**	0,8**	–	1,5
Galtabäcken, nedstr	2015-09-25	22	3,2	–	35
Galtabäcken, nedstr	2017-08-27	17**	2,5	–	39

Analyserna av vattenkemi visar inte några större förändringar mellan före och efter avverkning i Holmtjärnsåsen (Figur 7) eller i Galtabäcken (Figur 10). Kvävehalterna var mycket låga, vilket matchar IPS och TDI-resultaten bra. Både IPS och TDI visar på oligotrofa förhållanden utan förändring av näringshalterna pga. avverkningen, precis som vattenkemimätningarna (Tabell 9). Kiselalgsindexet ACID visar inte heller några förändringar i samband med avverkningen längs bäckarna, vilket överensstämmer med vattenkemimätningarna av pH som inte visade några förändringar. pH-värdet låg kring pH 6 (5,5-6,5) i Holmtjärnsåsen och kring pH 5 (4,6-5,6) i Galtabäcken, vilket speglades väldigt bra genom ACID. ACID visade att pH-regimen var mest sur i Holmtjärnsåsen, motsvarande ett pH mellan 5,5–5,9, och mycket sur i Galtabäcken, vilket motsvarar ett pH under 5,5 med pH-minima under 4,8. Dock visade ACID att lokalen Holmtjärnsåsen nedströms troligtvis har ett lägre pH med lägre pH-minima än vattenkemimätningarna visade, och att denna lokal har varaktigt lägre pH än lokalen uppströms, vilket inte heller framgår av vattenkemimätningarna. Både 2015 och 2016 indikerade kiselalger mycket sura förhållanden, vilket motsvarar ett medel-pH under 5,5 med pH-minima under 4,8. Dessa låga pH-värden var dock inte kopplade till avverkningen, eftersom de förekom redan innan.

Varje provlokal har en unik sammansättning av kiselalgsarter vilket leder till att man kan känna igen en lokal även när man jämför olika år. Skillnader mellan åren är större i Galtabäcken än i Holmtjärnsåsen (Figur 12). Det går inte att dra slutsatsen att det är skogsavverkningen som är orsaken till förändringarna: För det första så finns enbart två lokaler att analysera, vilket inte är tillräckligt för att göra generella uttalanden. För det andra skiljer sig artsammansättningen i lokalen Holmtjärnsåsen nedströms mellan åren 2015 och 2016 inte särskilt mycket, men det blir större skillnader till året 2017. Eftersom det dock bara är en enda lokal kan man inte sluta sig till om avverkningen möjligtvis har haft en långvarig effekt vilket orsakat detta. En tydlig indikation på att lokalen Holmtjärnsåsen nedströms brukar få närsaltsstöt är förekomsten av arten *K. oblongella*, som hade en hög andel året 2017. Återigen går det inte att dra slutsatsen att avverkningen ledde till denna höga andel, eftersom man då skulle behöva mera frekventa vattenkemi- och kiselalgsanalyser, för att kunna se om ökningen av denna art följer en topp av närsaltshalterna, vilket i sin tur möjligtvis följer skogsavverkningen. Men även för att kunna styrka sambandet mellan näringsläckage och skogsavverkning borde man provta mera frekvent.



Figur 12. Kiselalgernas artsammansättning i Holmstjärnsåsen (Ho, N: nedströms, U: uppströms) och Galtabäcken (Galt), som belyser förändringar efter avverkningen (mellan Galt2015 och Galt2017 & mellan HoN2015 och HoN2016) och markberedningen (mellan HoN2016 och HoN2017). Observera att proverna i Holmstjärnsåsen 2016 har tagits på våren, de andra provtillfällena infaller på hösten. FVIR = *Fragilaria virescens*, Ralfs, EMIN = *Eunotia minor* (Kütz.) Grunow, EINC = *Eunotia incisa* Gregory, KOBG = *Karayevia oblongella* (Østrup) M.Aboal

Hur kan upplägg av mätningar förbättras?

Vattenkemi

För att kunna dra mer långtgående slutsatser om effekter i samband med skogsbruksåtgärder krävs fler mätningar både före och efter åtgärden. Mätningar före åtgärden krävs för att få en bra bild över hur ytvattenkemin varierar under året och mellan åren, och för att se hur uppströms och nedströms ytvattenkemi förhåller sig till varann. En längre tidsperiod efter åtgärden behövs eftersom effekterna ofta inte uppträder direkt. Markvattenkemiska data har visat att avverkningar ger effekter på markvattenkemin under en femårsperiod i södra Sverige (Akselsson m.fl. 2004), medan det längre norrut kan dröja innan utlakning startar, som till exempel på en mätplats i Västmanlands län där förhöjda halter i markvattnet uppmättes först efter fem år (Pihl Karlsson m.fl. 2012). Bäckarna i denna studie bör följas under några år till, för att kunna besvara frågan om vattenkemin påverkades av avverkningarna.

Vi rekommenderar minst ett, men helst tre års mätningar före åtgärden. Med tre års mätningar ges en bild av både inom- och mellanårsvariationerna. Vi rekommenderar vidare minst fem års mätningar efteråt i södra Sverige, och en längre period längre norrut. Mätningar i ytvatten görs ofta månadsvis, vilket är en bra frekvens för att täcka in årstidsvariationer. Mätfrekvensen kan dock anpassas så att tätare mätningar sker under det första året efter avverkning, för att kunna se med bra tidsupplösning när förändringar börjar ske. Det är även viktigt med exakt information om datum och omfattning på åtgärderna, samt så mycket information som möjligt om hänsyn som tagits.

Kiselalger

Kiselalger behöver analyseras på både en påverkad och en opåverkad lokal. Den påverkade lokalen (nedströms avverkningen) bör ligga nära själva avverkningen. Kiselalgsprover bör tas nedströms en gång innan avverkningen, och då utan att en tidigare avverkning påverkat lokalen.

Effekter av en skogsavverkning uppträder oftast inte direkt efter avverkningen. Dessutom tar det oftast flera år för att påverkan ska avta, så man bör planera för en studie, med provtagning i minst 5 år efter avverkningen.

Referenslokalen måste dock inte nödvändigtvis vara samma lokal, eller vara provtagen innan avverkningen. Det kan vara en inmynnande bäck med liknande egenskaper och kiselalgsflora som den avverkade lokalen. Det är viktigt att referenslokalen är opåverkad. Risken med inmynnande bäckar är att de har en annorlunda kiselalgsflora och vattenkemi som inte kan jämföras med kiselalgssamhället nedströms påverkansområdet. Samma risk finns dock för lokaler uppströms. Vill man veta hur långt ner i vattensystemet påverkan finns bör ytterligare en lokal nedströms analyseras.

Antalet prover som behöver tas beror på variationen mellan provtagningstillfällena. Kelly (2003) rekommenderar att minst sex prover tas för att ett statistiskt säkerställt resultat ska kunna erhållas. Ett kiselalgsprov per år visar förändringar i vattendragen tydligt (Löfgren mfl. 2013). Alla kiselalgsprover bör tas samtidigt varje år. I tidigare studier har vi kunnat se att vattenkemiprovtagning åtminstone varannan månad är nödvändigt för att få ett minimum med data för att kunna beräkna en medelvattenkemi och kunna koppla till kiselalgsindex som integrerar vattenkemin över hela året. För att kunna koppla förändringarna i kiselalgssamhället med förändringar i vattenkemin behöver vattenkemin mätas ganska frekvent, dock inte nödvändigtvis samtidigt som kiselalgerna.

Slutsatser

Avverkningarna gav inte några större effekter på ytvattenkemin under de första 14-20 månaderna i något av de fyra avrinningsområdena. Kiselalgsindex i de undersökta vattendragen Holmstjärnsåsen och Galta-bäcken visade på låga koncentrationer av näringsämnen och sura till mycket sura förhållanden. Indexen visade heller inga förändringar före och efter avverkningen, vilket stämmer bra överens med att inte heller vattenkemin visade några större förändringar. Inga slutsatser kunde dras angående effekter efter markbe-redning, eftersom tidsserien var allt för kort.

I ett av områdena, Gålsjö bruk, var miljöhänsynen bristfällig, och där var halterna av nitratkväve i ytvatt-net tydligt högre nedströms än uppströms avverkningsområdet efter avverkning, men halterna var fortfa-rande mycket låga. Avverkningseffekter kulminerar ofta 2-3 år efter avverkning i södra Sverige, och se-nare i norra Sverige, och fler års mätningar skulle därför behövas för att kunna säga om avverkningarna gav effekter eller inte. Speciellt Gålsjö bruk är intressant att följa upp längre, då det finns tydliga tenden-ser till en ökning av nitratkväve nedströms där. Fler mätningar innan åtgärden skulle vara värdefullt för att få en överblick över inom- och mellanårsvariationer, och därmed kunna dra säkrare slutsatser.

Artsammansättningen skilde sig lite mellan mätillfällena och i Holmstjärnsåsen nedströms hittades *K. oblongella*, en art som är en typisk indikator för näringsstötter. Dock går det inte att dra slutsatsen att skogsavverkningen är orsaken till dessa observationer, eftersom det är för få lokaler och provtagningstill-fällen för att göra generella uttalanden.

Studien visar tydligt att man behöver göra mera frekventa vattenkemi- och kiselalgsanalyser för att styrka sambandet mellan näringsläckage och skogsavverkning.

Referenser

- Akselsson C, Westling O, Örlander G., 2004. Regional mapping of nitrogen leaching from clearcuts in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 202: 235-243.
- Andrén, C., Jarlman, A., 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology* 173(3): 237-253.
- CEMAGREF, 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Division Qualité des Eaux Lyon-Agence Financière de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse: 218 pp.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2013. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2013:19.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2016.Handledning för miljöövervakning: Programområde Sötvatten, Undersökningstyp "Påväxt i sjöar och vattendrag – kiselalgsanalys" Version 3:2: 2016-01-16.
- Kahlert, M., 2011. Framtagande av gemensamt delprogram Kiselalger i rinnande vatten. Verifiering av kiselalgsindex och förslag till övervakningsstationer. Rapport Länsstyrelsen Blekinge 2011:6.
- Kahlert, M., 2012. Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten. Rapport Länsstyrelsen Blekinge 2012:12.
- Kelly, M.G., 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research* 32: 236-242.
- Kelly, M.G., 2003. Use of diatoms to monitor eutrophication in UK rivers. <https://www.researchgate.net/publication/265822499>
- Länsstyrelsen i Västerbottens län, 2009. Regionalt miljöövervakningsprogram för Västerbottens län 2009-2014. <http://www.lansstyrelsen.se/vasterbotten/Sv/publikationer/2009/Pages/regionaltmiljoovervakningsprogram-for-vasterbottens-lan-2009-2014.aspx> (2012-05-07)
- Löfgren, S., Kahlert, M., Eriksson, L., 2013. Bedömning av ekologiskt tillstånd med stöd av kiselalger och bottenfauna i Balån, Bjurholms kommun 2012. Rapport till vattenmyndigheten för Bottenviken, Länsstyrelsen i Västerbotten, Dnr. 502-3571-2012. 14 pp.
- Magnusson, T., 2015. Skogsbruk – mark och vatten. Skogsskötselserien nr 13. Skogsstyrelsen.
- Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket, 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4, utgåva 1 december 2007. Bilaga A Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.
- Pihl Karlsson G., Akselsson C., Hellsten S., Kronnäs V., Karlsson P.E., 2012. Tillståndet i skogsmiljön i Västmanlands län. Resultat från Krondroppsnätet t.o.m. september 2011. IVL Rapport B2033.
- SIS, 2014a. Svensk Standard SS-EN 13946. Vattenundersökningar - Vägledning för provtagning och förbehandling av bentiska kiselalger från sjöar och vattendrag.
- SIS, 2014b. Svensk Standard SS-EN 14407. Vattenundersökningar - Vägledning för identifiering och kvantifiering av bentiska kiselalger i prover från sjöar och vattendrag.
- SLU, 2016. Kiselalger i svenska sötvatten. Retrieved 12 September 2017, from <http://miljo-data.slu.se/mvm/DataContents/Omnidia>

Bilaga 1: Taxalistor kiselalger

Holmtjärnsåsen uppstr, AC2066, Provtagningsdatum 2015-10-08, Provnummer 250838

Dyntaxa-ID	Omnidia	Taxon	Antal skal	Varav def.	Varav cf.
1010397	AULS	Aulacoseira spp. Thwaites	1		
6006308	BINT	Brachysira intermedia (Østrup) Lange-Bert.	1		
262554	ENMF	Encyonema minutiforme Krammer	2		
6006471	EBER	Eunotia bertrandii Lange-Bert. & Tagliaventi	2		
262613	EHEX	Eunotia hexaglyphis Ehrenb.	1		
6008133	EMEO	Eunotia meisterioides Lange-Bert.	24		
262619	EMIC	Eunotia microcephala Krasske	4		
262626	EPTD	Eunotia paratridentula Lange-Bert. & Kulikovskiy	16		
262606	ETEN	Eunotia tenella (Grunow) Hust.	11		
6006650	EURS	Eunotia ursamaioris Lange-Bert. & Nörpel-Schempp	1		
1010522	FRAS	Fragilaria spp. Lyngb.	6		
262682	FGRA	Fragilaria gracilis Østrup	15		
262364	FVIR	Fragilaria virescens Ralfs	297		
262700	FERI	Frustulia erifuga Lange-Bert. & Krammer	2		
262751	GDUP	Gomphonema duplipunctatum Lange-Bert. & E.Reichardt	4		
262849	MCCO	Meridion circulare var. constrictum (Ralfs) Van Heurck	4		
1010450	PINS	Pinnularia spp. Ehrenb.	2		
263103	PPRI	Pinnularia perirrorata Krammer	2		2
237978	TFLO	Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	4		
256822	UDAN	Ulnaria danica (Kütz.) Compère & Bukht.	1		
	Total		400	0	2

Holmtjärnsåsen uppstr, AC2066, Provtagningsdatum 2016-05-18, Provnummer 250839

Dyntaxa-ID	Omnidia	Taxon	Antal skal	Varav def.	Varav cf.
1010397	AULS	Aulacoseira spp. Thwaites	2		
237392	AUAL	Aulacoseira alpigena (Grunow) Krammer	3		
262456	CHME	Chamaepinnularia mediocris (Krasske) Lange-Bert.	2		
237850	CBNA	Cymbopleura naviculiformis (Auersw. ex Heib.) Krammer	2		
262553	ENLU	Encyonema lunatum (W. Sm.) Van Heurck	2		
6006471	EBER	Eunotia bertrandii Lange-Bert. & Tagliaventi	2		
237944	EIMP	Eunotia implicata Nörpel, Lange-Bert. & Alles	2		
237945	EINC	Eunotia incisa var. incisa W.Sm. ex W.Greg.	2		
6008133	EMEO	Eunotia meisterioides Lange-Bert.	38	1	
262619	EMIC	Eunotia microcephala Krasske	1		
237946	EMIN	Eunotia minor (Kütz.) Grunow	1		
262626	EPTD	Eunotia paratridentula Lange-Bert. & Kulikovskiy	13		
262606	ETEN	Eunotia tenella (Grunow) Hust.	32		
262632	ETNC	Eunotia trinacria Krasske	3		
262657	ETRD	Eunotia triodon Ehrenb.	1		
6006650	EURS	Eunotia ursamaioris Lange-Bert. & Nörpel-Schempp	7		
262365	FCRP	Fragilaria capucina ssp. rumpens (Kütz.) Lange-Bert.	5		
256821	FTEN	Fragilaria tenera (W. Sm.) Lange-Bert.	2		
262364	FVIR	Fragilaria virescens Ralfs	202	1	
262849	MCCO	Meridion circulare var. constrictum (Ralfs) Van Heurck	48		
263138	PDVG	Pinnularia divergentissima var. divergentissima (Grunow) Cleve	1		
263103	PPRI	Pinnularia perirrorata Krammer	10		10
263087	PSSR	Pinnularia subcapitata var. subrostrata Krammer	2		
248619	SSVE	Staurosira venter (Ehrenb.) Cleve & J.D.Möller	1		
237978	TFLO	Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	17		
	Total		401	2	10

Holmtjärnsåsen uppstr, AC2066, Provtagningsdatum 2017-08-17, Provnummer 250840

Dyntaxa-ID	Omnidia	Taxon	Antal skal	Varav def.	Varav cf.
237850	CBNA	Cymboplectra naviculiformis (Auersw. ex Heib.) Krammer	2		
262527	DCOT	Diadesmis contenta var. contenta (Grunow) D.G.Mann	1		
6008133	EMEO	Eunotia meisterioides Lange-Bert.	10		
262626	EPTD	Eunotia paratridentula Lange-Bert. & Kulikovskiy	6		
262606	ETEN	Eunotia tenella (Grunow) Hust.	1		
6006650	EURS	Eunotia ursamaioris Lange-Bert. & Nörpel-Schempp	1		
262365	FCRP	Fragilaria capucina ssp. rumpens (Kütz.) Lange-Bert.	1		
256821	FTEN	Fragilaria tenera (W. Sm.) Lange-Bert.	1		
262364	FVIR	Fragilaria virescens Ralfs	360		
262849	MCCO	Meridion circulare var. constrictum (Ralfs) Van Heurck	9		
263087	PSSR	Pinnularia subcapitata var. subrostrata Krammer	2		
237978	TFLO	Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	6		
	Total		400	0	0

Holmtjärnsåsen nedstr, AC2065, Provtagningsdatum 2015-10-08, Provnummer 250835

Dyntaxa-ID	Omnidia	Taxon	Antal skal	Varav def.	Varav cf.
6006308	BINT	Brachysira intermedia (Østrup) Lange-Bert.	1		
6006333	CAOB	Caloneis obtusa (W. Sm.) Cleve	1		
1010494	EUNS	Eunotia spp. Ehrenb.	1		
6008141	EBLU	Eunotia bilunaris (Ehrenb.) Schaarschmidt	1		
237944	EIMP	Eunotia implicata Nörpel, Lange-Bert. & Alles	4		
237945	EINC	Eunotia incisa var. incisa W.Sm. ex W.Greg.	40		
6008133	EMEO	Eunotia meisterioides Lange-Bert.	38		
237946	EMIN	Eunotia minor (Kütz.) Grunow	130	1	
262594	EMUC	Eunotia mucophila (Lange-Bert., Nörpel & Alles) Lange-Bert.	2		
262626	EPTD	Eunotia paratridentula Lange-Bert. & Kulikovskiy	35		
237948	EPRA	Eunotia praerupta Ehrenb.	1		
262606	ETEN	Eunotia tenella (Grunow) Hust.	25		
6006650	EURS	Eunotia ursamaioris Lange-Bert. & Nörpel-Schempp	1		
262682	FGRA	Fragilaria gracilis Østrup	4		
262364	FVIR	Fragilaria virescens Ralfs	63		
262699	FCRS	Frustulia crassinervia (Bréb.) Lange-Bert. & Krammer	1		
262700	FERI	Frustulia erifuga Lange-Bert. & Krammer	2		
1010479	GOMS	Gomphonema spp. Ehrenb.	5		
262751	GDUP	Gomphonema duplipunctatum Lange-Bert. & E.Reichardt	3		
237781	KOBG	Karayevia oblongella (Østrup) M.Aboal	18		
248638	MSMI	Mastogloia smithii var. smithii Thwaites ex W.Sm.	3		
262849	MCCO	Meridion circulare var. constrictum (Ralfs) Van Heurck	2		
263103	PPRI	Pinnularia perirrorata Krammer	11		11
237977	TFEN	Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz.	2		
237978	TFLO	Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	6		
		Total	400	1	11

Holmtjärnsåsen nedstr, AC2065, Provtagningsdatum 2016-05-18, Provnummer 250836

<i>Dyntaxa-ID</i>	<i>Omnidia</i>	<i>Taxon</i>	<i>Antal skal</i>	<i>Varav def.</i>	<i>Varav cf.</i>
1010494	EUNS	Eunotia spp. Ehrenb.	4		
6008141	EBLU	Eunotia bilunaris (Ehrenb.) Schaarschmidt	1		
237944	EIMP	Eunotia implicata Nörpel, Lange-Bert. & Alles	2		
237945	EINC	Eunotia incisa var. incisa W.Sm. ex W.Greg.	3	2	
6008133	EMEO	Eunotia meisterioides Lange-Bert.	61		
237946	EMIN	Eunotia minor (Kütz.) Grunow	173	2	
262594	EMUC	Eunotia mucophila (Lange-Bert., Nörpel & Alles) Lange-Bert.	1		
262626	EPTD	Eunotia paratridentula Lange-Bert. & Kulikovskiy	67		
237948	EPRA	Eunotia praerupta Ehrenb.	1		
262606	ETEN	Eunotia tenella (Grunow) Hust.	20		
6006650	EURS	Eunotia ursamaioris Lange-Bert. & Nörpel-Schempp	2		
262682	FGRA	Fragilaria gracilis Østrup	4		
262364	FVIR	Fragilaria virescens Ralfs	9		
1010479	GOMS	Gomphonema spp. Ehrenb.	2		
6006520	GVRD	Gomphonema varioireduncum Jüttner, Ector, E.Reichardt, Van de Vijver & Cox.	4		
237781	KOBG	Karayevia oblongella (Østrup) M.Aboal	35	2	
262849	MCCO	Meridion circulare var. constrictum (Ralfs) Van Heurck	1		
263103	PPRI	Pinnularia perirrorata Krammer	3		3
263085	PSCA	Pinnularia subcapitata var. subcapitata W.Greg.	1		
237978	TFLO	Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	6	1	
		Total	400	7	3

Holmtjärnsåsen nedstr, AC2065, Provtagningsdatum 2017-08-17, Provnummer 250837

Dyntaxa-ID	Omnidia	Taxon	Antal skal	Varav def.	Varav cf.
262392	ADSO	Achnanthydium subatomoides (Hust.) Monnier, Lange-Bert. & Ector	11		
237945	EINC	Eunotia incisa var. incisa W.Sm. ex W.Greg.	1		
6008133	EMEO	Eunotia meisterioides Lange-Bert.	13		
237946	EMIN	Eunotia minor (Kütz.) Grunow	28		
262626	EPTD	Eunotia paratridentula Lange-Bert. & Kulikovskiy	67		
262606	ETEN	Eunotia tenella (Grunow) Hust.	11		
6006650	EURS	Eunotia ursamaioris Lange-Bert. & Nörpel-Schempp	1		
262365	FCRP	Fragilaria capucina ssp. rumpens (Kütz.) Lange-Bert.	2		
262682	FGRA	Fragilaria gracilis Østrup	13		
262364	FVIR	Fragilaria virescens Ralfs	74		
1010479	GOMS	Gomphonema spp. Ehrenb.	2		
262751	GDUP	Gomphonema duplipunctatum Lange-Bert. & E.Reichardt	2		
6006520	GVRD	Gomphonema varioireduncum Jüttner, Ector, E.Reichardt, Van de Vijver & Cox.	4		
237781	KOBG	Karayevia oblongella (Østrup) M.Aboal	154	2	
262849	MCCO	Meridion circulare var. constrictum (Ralfs) Van Heurck	4		
263103	PPRI	Pinnularia perirrorata Krammer	4		4
237978	TFLO	Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	8		
5000058	UNID	unidentified Bacillariophyte taxa	1		
		Total	400	2	4

Galtabäcken nedstr, O2008, Provtagningsdatum 2015-09-25

Dyntaxa-ID	Omnidia	Taxon	Antal skal	Varav def.	Varav cf.
6008141	EBLU	Eunotia bilunaris (Ehrenb.) Schaarschmidt	35		
237945	EINC	Eunotia incisa var. incisa W.Sm. ex W.Greg.	54		
6008131	EMEIss	Eunotia meisteri Hust.	32		
262594	EMUC	Eunotia mucophila (Lange-Bert., Nörpel & Alles) Lange-Bert.	72		
6006480	ENEC	Eunotia neocompacta var. neocompacta Mayama	1		
262631	EUPA	Eunotia paludosa var. paludosa Grunow	1		
6006482	EPSG	Eunotia pseudogroenlandica Lange-Bert. & Tagliaventi	1		
262642	ERHO	Eunotia rhomboidea Hust.	1		
1010494	EUNS	Eunotia sp.	5		
262606	ETEN	Eunotia tenella	77		
262699	FCRS	Frustulia crassinervia (Bréb.) Lange-Bert. & Krammer	7		
262700	FERI	Frustulia erifuga Lange-Bert. & Krammer	5		
262703	FSAX	Frustulia saxonica Rabenh.	18		
1010479	GOMS	Gomphonema sp.	1		
262953	NEHC	Neidium hercynicum Ant.Mayer	3		
263027	NIPF	Nitzschia paleaeformis Hust.	2		
1010450	PINS	Pinnularia sp.	1		
263086	PSEL	Pinnularia subcapitata var. elongata Krammer	9		
263085	PSCA	Pinnularia subcapitata var. subcapitata W.Greg.	4		
237912	STDE	Stenopterobia delicatissima (F.W.Lewis) Bréb. ex Van Heurck	2		
237978	TFLO	Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	96		
262378	TQUA	Tabellaria quadriseptata B.M.Knudson	1		
		Total	428	0	0

Galtabäcken nedstr, O2008, Provtagningsdatum 2017-08-27

Dyntaxa-ID	Omnidia	Taxon	Antal skal	Varav def.	Varav cf.
6008141	EBLU	Eunotia bilunaris (Ehrenberg) Schaarschmidt	2		
237945	EINC	Eunotia incisa Gregory	153		
6008133	EMEO	Eunotia meisterioides Lange-Bertalot	7		
262594	EMUC	Eunotia mucophila (Lange-Bertalot, Nörpel Schempp & Alles) Lange-Bertalot	26		5
262642	ERHO	Eunotia rhomboidea Hustedt	2		
262646	ESEM	Eunotia seminulum Nörpel & Lange-Bertalot	3		3
262606	ETEN	Eunotia tenella (Grunow) Hustedt	15		
1010494	EUNS	Eunotia sp.	2		
262699	FCRS	Frustulia crassinervia (Brébisson) Lange-Bertalot & Krammer	62		
262700	FERI	Frustulia erifuga Lange-Bertalot & Krammer	2		
262703	FSAX	Frustulia saxonica Rabenhorst	8		
262953	NEHC	Neidium hercynicum A. Mayer	1		
263064	PFIB	Peronia fibula (Brébisson ex Kützing) Ross	119		
263085	PSCA	Pinnularia subcapitata Gregory var. subcapitata	2		
1010450	PINS	Pinnularia sp.	1		
237912	STDE	Stenopterobia delicatissima (Lewis) Brebisson ex Van Heurck	2		
237978	TFLO	Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing	11		
		Total	418	0	8

