



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 15031

Examensarbete 30 hp  
Juni 2015

# Kemiska och fysiska effekter i ytvatten efter skogsbranden i Västmanland 2014

---

Anna Landahl

## REFERAT

### Kemiska och fysiska effekter i ytvatten efter skogsbranden i Västmanland 2014

*Anna Landahl*

Under sommaren 2014 bröt den största skogsbranden ut i modern svensk historia. Branden startade i närheten av Sala och totalt brann cirka 14 000 ha. Till följd av klimatförändringar förväntas medeltemperaturen öka och nederbörden minska under sommarhalvåret i Sverige, vilket ökar risken för skogsbränder. Skogsbränder kan ha betydande effekter för akvatiska ekosystem och ett flertal studier av skogsbränders effekter har visat på förhöjda halter av näringsämnen, bas- och anjoner. Det branddrabbade området domineras av skogsmark, öppna torvmarker samt sjöar. Området har påverkats av ett intensivt skogsbruk och försurning.

Med syfte att analysera brandens hårdhet och dess vattenkemiska effekter, utvärderades och klassificerades brandhårdheten. Analysen indikerade att ökad brandintensitet orsakat ökad brandhårdhet samt att skogsbeklädda dikade torvområden varit känsligare än öppna torvmarker.

I området provtogs nio bäckar och tio sjöar. Under de första tre månaderna efter branden observerades höga halter av ammoniumkväve och sulfat i samtliga bäckar och i de flesta sjöarna inom det branddrabbade området. I Gärsjöbäcken var medianhalterna av ammoniumkväve 79 gånger högre efter branden. De höga ammoniumkvävehalterna medförde höga nitratkvävehalter till följd av nitrifikation. Surhet bedöms ofta genom pH och ANC (Acid neutralizing capacity) som är ett vattens förmåga att neutralisera en stark syra. Den initiala sulfatpulsens orsakade en sänkning av ANC i samtliga bäckar. Efter pulsen ökade ANC till följd av ökat läckage av kalium, kalcium och magnesium efter branden. Buffertkapaciteten varierade i bäckarna och i Myckelmossbäcken observerades högst sulfathalter och lägst ANC-värden. I april var ANC fortfarande lägre i Myckelmossbäcken än i övriga bäckar. Totalfosforhalterna ökade efter branden men inte i samma utsträckning som ammoniumkvävehalterna.

Korrelationsanalyser gjordes mellan brandhårdhet och vattenkemiska parametrar. Maxhalterna av ammoniumkväve korrelerade positivt med svedd öppen torvmark och hårt brända kronor i skogsbeklädd torvmark. Det indikerade att när organiskt material förbrändes i öppna och skogsbeklädda torvmarker vid måttliga förbränningstemperaturer ökade läckaget av ammoniumkväve.

**Nyckelord:** Skogsbrand, brandhårdhet, vattenkemi, ytvatten, försurning, Eutrofiering

*Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU),  
Lennart Hjelmns väg 9, SE 75007 Uppsala*

## **ABSTRACT**

### **Chemical and physical effects in surface waters after a wildfire in Västmanland, Sweden 2014**

*Anna Landahl*

During the summer of 2014 the largest wildfire in Swedish modern history occurred. The fire was ignited in a forest close to the Swedish town Sala and incinerated a total of 14 000 ha. The frequency of wildfires is expected to increase, due to effects of climate change such as increased temperature and decreased precipitation during the summer months. Wildfires can have a considerable impact on aquatic ecosystems and previous studies of wildfires have shown elevated concentrations of nutrients, cat- and anions. The area of the fire mainly consists of forestland, peatland and lakes and has been affected by acidification and intensive forestry.

To assess the fire severity and the effects on the water chemistry, the fire severity was analyzed and classified. The analysis indicated that increased fire intensity caused increased fire severity and that drained forested areas were more vulnerable to fire than undrained peatland.

Measurements of water chemistry were conducted at nine streams and ten lakes inside the affected area. During the initial three months of the post-fire period large peaks of ammonium-nitrogen and sulphate were observed in the streams and in a majority of the lakes. In the stream Gärsjöbäcken the median concentrations of ammonium-nitrogen were 79 times higher after the fire. Due to nitrification the elevated concentrations of ammonium-nitrogen caused elevated concentrations of nitrate-nitrogen. ANC (Acid Neutralizing Capacity) and pH are often used to assess the acidity in surface waters, where ANC is the water's ability to neutralize a strong acid. The initial peak of sulphate caused a drop in ANC but after the peak had past ANC increased due to elevated concentrations of base cations. The measured streams and lakes had different buffering capacity and in one stream Myckelmossbäcken the highest concentrations of sulphate and weakest buffering capacity were observed. In April ANC were still lower in Myckelmossbäcken than in other measured streams.

Correlation analysis of fire severity and water chemistry indicated that the maximum concentrations of ammonium-nitrogen increased with severely burned canopies in drained forested peatlands and in scorched open peatland.

**Keywords:** Wildfire, fire severity, water chemistry, surface water, acidification, eutrophication

*Department of aquatic science and assessment, Swedish University of Agricultural sciences (SLU), Lennart Hjelm's väg 9, SE 75007 Uppsala*

## FÖRORD

Det här examensarbetet utgör ett avslutande moment av mina studier på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet omfattar 30 högskolepoäng och har genomförts på institutionen för vatten och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Arbetet har varit en del av ett större projekt om hur skogsbranden i Västmanland påverkat livet i bäckar och sjöar, som är finansierat av HaV och utförs av SLU i samarbete med Västmanlands länsstyrelse.

Stort tack till min handledare Jens Fölster och ämnesgranskare Stephan Köhler vid institutionen för vatten och miljö på SLU för all hjälp och råd under projektets gång. Jag skulle även vilja ge ett stort tack till Gustaf Granath på institutionen för vatten och miljö för all rådgivning och stöd i GIS-arbetet. Tack till Katarina Agné och Magnus Svensson vid Västmanlands länsstyrelse för hjälp med äldre dataserier av provtagningar i området. Vidare vill jag tacka Claudia von Brömssen vid avdelningen för tillämpad matematik och statistik på SLU för råd kring PLS-modellering. Ett tack till Fritjof Fagerlund vid Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära; Hydrologi som varit projektets examinator. Jag vill även passa på att tacka alla på SLU och framförallt de på institutionen för vatten och miljö för uppmuntran och för att ni gjort att jag känt mig välkommen.

Jag vill ge ett speciellt tack till Jessica Lovell och Jennie Haag som också skrivit examensarbete vid SLU för all uppmuntran och stöd. Slutligen vill jag tacka vänner, familj och speciellt Johan för uppmuntrande ord.

*Anna Landahl*

Uppsala, juni 2015

Copyright © Anna Landahl och Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

UPTEC W 15031, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2015.

# POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

## Kemiska och fysiska effekter i ytvatten efter skogsbranden i Västmanland 2014

*Anna Landahl*

Den 31 juli 2014 bröt den största skogsbranden ut i svensk modern historia. Totalt brann en area av 14 000 ha. Det var en varm och torr sommar och när en gnista från en skogsmaskin fattade eld spreds elden snabbt. Prognoser över klimatförändringar visar att sommartemperaturerna förväntas öka samtidigt som nederbördsmängden förväntas minska. Kombinationen av varmare och torrare somrar ökar risken för skogsbränder. Tidigare studerade skogsbränder i Sverige och andra länder har visats påverka näringshalten och surheten i sjöar och vattendrag.

Det branddrabbade området består till största del av skogsmark, öppen torvmark och sjöar. Området har liksom många andra delar av Sverige under en längre tid varit påverkat av försurning. Surheten i sjöar och vattendrag påverkar den akvatiska miljön negativt genom till exempel minskad artrikedom. Problematiken beror till största del av antropogen atmosfärisk sulfatdeposition. I det branddrabbade området bedrivs ett intensivt skogsbruk och inom området finns torvmarker som tidigare dikats för att öka skogsproduktionen.

Studien syftade till att analysera brandens skadeomfattning samt dess vattenkemiska effekter. Skadeomfattningen analyserades och klassificerades efter hur hårt det brunnit i olika områden. Under brandens första tre dygn var brandintensiteten låg men under måndagen den fjärde augusti ökade vinden vilket ökade brandintensiteten och brandområdets storlek blev cirka tre gånger större under måndagen. Den ökade brandintensiteten har enligt analysen påverkat hur hårt området brann. Analysen visade på att kronor och mark brunnit hårdare i områden med högre brandintensitet. Dikade torvmarker var enligt analysen känsligare och brann hårdare än övrig skogsmark vilket troligen beror på att dikningen gjort områdena torrare. I det branddrabbade området fanns större torvmarker vilka enligt analysen varit mer motståndskraftiga mot branden, vilket troligen berott på torvmarkernas fuktighet.

För att analysera brandens akvatiska påverkan provtogs nio bäckar och tio sjöar i området. Under de tre första månaderna efter branden observerades höga halter ammoniumkväve och sulfat i samtliga bäckar och i de flesta sjöarna. Ammoniumkväve är en biotillgänglig form av oorganiskt kväve som vid tillräcklig tillgång på syre snabbt omvandlas till nitrat, som också är en biotillgänglig form av oorganiskt kväve. I en bäck, Gärsjöbäcken, var ammoniumkvävehalterna 79 gånger högre efter branden vilket orsakade höga halter av nitratkväve. Näringsens påverkan i sjöar och bäckar beror av förhållandet mellan kväve och fosfor och primärproduktionen i sjöar och vattendrag är fosforbegränsad. Efter branden ökade koncentrationen av totalfosfor men ökningen var inte lika stor som ökningen av totalkväve.

Surheten bedöms ofta genom pH och ANC. ANC beskriver vattnets förmåga att neutralisera en syra, alltså vattnets buffertkapacitet. ANC beräknas som summan av alla buffrande baser minus summan av alla försurande anjoner. Den initialt

observerade sulfatpulsen orsakade en sänkning av ANC i områdets bäckar. När sulfatpulsens passering ökade buffertkapaciteten till följd av ett brandpåverkat ökat läckage av kationerna kalium, kalcium och magnesium. Buffertkapaciteten varierade i de olika bäckarna och i en bäck, Myckelmossbäcken, observerades högst sulfathalter och lägst buffertkapacitet. ANC var fortfarande lägre i Myckelmossbäcken än i övriga bäckar i april 2015.

När områden brinner hårt skapas en större mängd aska men askans koncentration av kationer, kväve- och kolhalt minskar vid höga förbränningstemperaturer. För att utreda vattenkemins påverkan av brandskadeomfattningen i avrinningsområdet undersöktes sambandet mellan dessa. Analysen resulterade i att maxhalter av ammoniumkväve ökade med avrinningsområdets andel av svedd öppen torvmark och hårt brända kronor i skogsbeklädd torvmark. Sambanden visar att när organiskt material förbränns vid måttliga förbränningstemperaturer ökar läckaget av ammoniumkväve.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING.....	1
1.1	SYFTE.....	2
1.2	AVGRÄNSNINGAR .....	2
2	BAKGRUND .....	2
2.1	BRANDHÅRDHET .....	2
2.1.1	Utvärdering av brandhårdhet.....	4
2.2	VATTENKEMISKA EFFEKTER .....	5
2.3	FÖRSURNING I SVERIGE .....	8
2.3.1	Surhetspåverkan.....	9
2.3.2	Bedömningsgrunder för försurning.....	10
2.4	EUTROFIERING .....	10
3	MATERIAL OCH METODER.....	13
3.1	OMRÅDESBESKRIVNING .....	14
3.2	LASERSCANNAD DATA .....	17
3.3	AVRINNINGSOMRÅDEN .....	17
3.4	HÖJDMODELL VEGETATION.....	18
3.5	ORTOFOTO .....	18
3.6	FASTIGHETSKARTA.....	19
3.7	JORDARTSKARTA.....	19
3.8	ANMÄLDA AVVERKNINGGAR.....	19
3.9	BILDANALYS .....	19
3.9.1	Validering.....	21
3.10	VATTENKEMISK DATA.....	21
3.11	TRENDANALYS .....	22
3.12	RETENTIONSTID.....	23
3.13	BEDÖMNING AV YTVATTEN .....	23
3.14	BRANDHÅRDHETENS PÅVERKAN PÅ YTVATTEN .....	24
3.15	LINJÄR REGRESSION .....	25
4	RESULTAT.....	25
4.1	AVRINNINGSOMRÅDEN OCH RETENTION .....	25
4.2	BRANDHÅRDHET .....	28
4.3	VATTENKEMI EFTER BRANDEN .....	33
4.4	VATTENKEMI FÖRE BRANDEN .....	44

4.5	BRANDHÅRDHET OCH VATTENKEMI .....	45
5	DISKUSSION .....	46
5.1	BRANDHÅRDHET .....	46
5.1.1	Sammanfattning .....	49
5.2	VATTENKEMISKA EFFEKTER .....	49
5.2.1	Surhetspåverkan .....	49
5.2.2	Sammanfattning .....	51
5.2.3	Eutrofiering .....	52
5.2.4	Sammanfattning .....	53
5.3	Brandhårdhetens påverkan på vattenkemin .....	54
6	SLUTSATSER .....	55
7	REFERENSER .....	56
7.1	PERSONLIG KOMMUNIKATION .....	60
BILAGA 1 – PLS MODELLERING .....		61
METOD .....		61
RESULTAT .....		63
BILAGA 2 - VALIDERING .....		71
BILAGA 3 – UTVÄRDERING AV GÄRSJÖBÄCKEN OCH GÄRSJÖBÄCKEN NEDRE .....		72
DISKUSSION .....		72
BILAGA 4 – BAS- OCH ANJONER .....		74
BILAGA 3 – FÖRÅNGNINGSTEMPERATURER .....		76



## 1 INLEDNING

Den 31 juli 2014, två mil från Sala, bröt den största skogsbranden ut i modern historia. Det var en torr sommar och branden spreds snabbt (Bergendorff och Broström, 2014). Det tog 12 dagar innan branden var under kontroll och totalt brann cirka 14 000 ha. Branden orsakades av en gnista från en skogsmaskin och risken för en sådan händelse ökar vid skogsarbete under varma och torra somrar. Medeltemperaturen förväntas öka med en till sex grader under sommarhalvåret fram till år 2020 på grund av klimatförändringar (Naturvårdsverket, 2014). Under samma period förväntas nederbörden minska i södra Sverige. Klimatförändringarnas påverkan på temperatur och nederbörd under sommarmånaderna ökar risken för fler och hårdare skogsbränder (Kevin, 2000). Scenarier över brandrisksäsongens längd visar att den i södra Sverige kommer att öka med 50 dagar och i norra Sverige med 10-30 dagar (Sjökvist et al., 2013).

Sverige domineras av boreala och boreo-nemorala zoner som under längre tid naturligt brunnit regelbundet (Niklasson och Granström, 2004). På grund av förebyggande åtgärder och brandbekämpning brinner idag endast 0,017-0,0017 % av de svenska skogarna årligen. Skogsbränder är till största del orsakade av människor men även åskväder kan förorsaka bränder. Skogsbränders effekter på akvatiska ekosystem kan vara omedelbara pulsar eller indirekta och påverka området efter en viss tid (Gresswell 1999; Rhoades et al., 2012) Bränderna kan ha en viktig påverkan på näringstransporten i skogsområden (Smith et al., 2012; Smith et al 2011; Lydersen et al 2014). Näringshalter och spårämnen i sjöar och vattendrag är ofta mycket högre i brända än obrända avrinningsområden. Ett flertal studier över skogsbränder har visat på en koncentrationsökning av baskatjoner, sura anjoner, ammoniak, totalkväve och totalfosfor i ytvatten (Lydersen et al., 2014; Stephens et al., 2004; Eriksson et al 2006). Effekter av skogsbränder i områden med låg vittringsförmåga och basfattiga jordar kan resultera i betydande minskning av pH och minskad buffertförmåga (Lydersen et al., 2014). Skogsbränders påverkan på vattenkvalité kan påverka möjligheter för dricksvattenuttag (Smith et al., 2011). De största förändringarna i vattenkemin sker ofta i samband med flödestoppar vid häftig nederbörd och snösmältning. Skogsbränders effekter beror av brandens storlek och intensitet (Gresswell et al., 1999). Variationer i brandintensitet har större ekosystempåverkan än vilken tid på året branden äger rum (Knapp et al., 2009). Effekter av skogsbränder beror inte bara på brandintensitet utan också på regionala skillnader i klimat och geografi (Shakesby och Doerr 2005). Brandens inverkan på miljön (hårdheten) beror på brandens varaktighet i en punkt och brandintensiteten. Hårdheten påverkas också av biomassans, jordartens och geografins egenskaper samt områdets klimat. Det branddrabbade området domineras av skogsmark, öppna torvmarker och sjöar. Området har tidigare påverkats av försurning och ett intensivt skogsbruk där torvmarker dikats för att öka skogsproduktionen. Skogsbrukets markanvändning kan påverka hur hårt området brunnit och ämnestransporten inom områdets avrinningsområden.

## 1.1 SYFTE

Examensarbetet syftade till att utreda brandens hårdhet och dess vattenkemiska effekter. För att uppnå syftet utvärderades och klassificerades brandens hårdhet. Brandens påverkan undersöktes utifrån följande frågeställningar:

- Påverkade skogsbranden näringshalterna i områdets ytvatten?
- Har skogsbranden haft en försurande effekt på områdets sjöar och vattendrag?
- Påverkade markanvändningen terrängens brandkänslighet?
- Var de vattenkemiska effekterna större i områden som brunnit hårdare?
- Påverkade markanvändningen brandens effekt på vattenkemin?

## 1.2 AVGRÄNSNINGAR

Fokusområde för examensarbetet har varit brandhårdhetens påverkan på vattenkemiska effekter relaterade till eutrofiering och försurning. Hur branden har påverkat hydrologi, halterna av organiskt kol, metaller och sedimenttransport har inte inkluderats i examensarbetet.

## 2 BAKGRUND

### 2.1 BRANDHÅRDHET

Brandhårdhet är en generell term för att beskriva brandens inverkan på naturen (Harris et al., 2011). Brandhårdhet kan beskrivas som skadeomfattning, fysiska, biologiska och kemiska förändringar av till exempel vattenkvalitet eller hur mycket branden förändrat ekosystemet. Brandens hårdhet beror på brandens varaktighet i en punkt och brandintensiteten (Shakesby och Doerr, 2005). Hårdheten påverkas också av biomassans, jordartens och geografins egenskaper samt områdets klimat (Hammill och Bradstock, 2006; Shakesby och Doerr, 2005). Brandens påverkan kan delas upp i primära och sekundära effekter (Parsons et al., 2010). Där de primära styrs av direkta förbränningseffekter i miljön. De sekundära effekterna beror av interaktioner mellan brandorsakad stress samt andra faktorer och påverkar miljön under en längre tid.

Mängden energi eller värme som frigörs vid förbränning av organiskt material per tids- och areaenhet definieras som brandintensitet (Hammill och Bradstock, 2006; Harris et al., 2011; Parsons et al., 2010). Brandintensiteten beskrivs ofta som växlingar av energi (Harris et al., 2011). Högre brandintensitet resulterar ofta i ökad kronbrand och hårdare bränd vegetation (Nilsson, 2005). Brandintensiteten påverkas av spridningshastighet, bränslemängd och det organiska materialets fukthalt. Spridningshastigheten är beroende av temperatur, vindhastighet och marklutning (Thompsson och Spies, 2009; Nilsson, 2005). Regionala väderförändringar kan ha stor påverkan på branden. Platsspecifika väderförhållanden skapas från cirkulationen av brandens frigjorda värme och syrekonsumtion som är svåra att rekonstruera (Thompsson och Spies, 2009). Enligt Parsons et al., (2010) behöver inte en hög brandintensitet betyda stor påverkan på ekosystem, jord eller vegetation. En brand med hög intensitet kan spridas väldigt snabbt, men ha lite jordpåverkan på grund av den korta bränntiden i varje punkt. På motsvarande sätt kan en lågintensiv brand brinna länge i en viss punkt och skapa stark hetta i den punkten vilket ger större effekter på jorden.

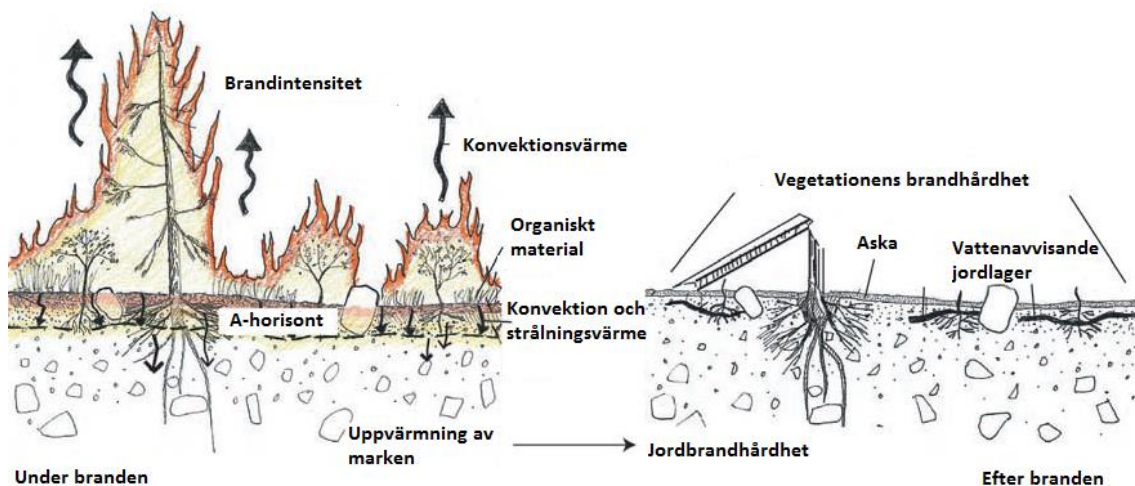
Skogsbränder kan enligt Shakesby och Doerr (2005) kategoriseras till tre huvudgrupper: jordbrand, ytbrand och kronbrand. Jordbränder sprids långsamt med måttlig intensitet. Jordbränder resulterar i bränn djup, reducerad infiltration samt färg- och strukturförändringar (Parsons et al., 2010). Bränn djupet beskriver hur mycket organiskt material som har förbränts (Nilsson, 2005). Hårdheten klassificeras utifrån jordens förändrade fysiska och biologiska egenskaper (Parsons et al., 2010). Jordbrandens hårdhet påverkas av jorduppvärmningens maximala temperatur och varaktighet. Jordtemperaturens ökning beror av förbränningen och varierar därför från plats till plats. Det finns ofta ett samband mellan de högsta jordtemperaturerna och hög bränsleförbrukning eller stort bränn djup. Bränn djupet påverkas i sin tur av markens fuktighet, biomassans egenskaper och brandens intensitet samt varaktighet (Parsons et al., 2010; Shakesby och Doerr, 2005). Nilsson (2005) menar att bränn djupet påverkas av markens fuktighet men menar att brandens intensitet sällan korrelerar med bränn djupet. Brandhårdheten klassificeras ofta utifrån bränn djupet (Shakesby och Doerr, 2005). Klassifikationerna är dock inte alltid tillförlitliga prediktioner av kritiska förändringar i jorden.

Markytan påverkas till största del av yt- och jordbränder medan kronbränder har liten eller ingen påverkan (Shakesby och Doerr, 2005). Ytbränder påverkar växter och buskar men kan också bränna lägre träd och kronor. Vid kronbrand bränns trädens kronor, branden sprids från krona till krona eller så kan kronbranden vara beroende av ytbränder för spridning. Hur hårt vegetationen bränns definieras ofta utifrån brännskadegraden, vegetationsmortalitet och vegetationens återhämtning (Parsons et al., 2010). Vegetationens brandhårdhet beror av intensiteten och ekosystemets brandresistenta egenskaper. Träd med tjockare bark har större motståndskraft än träd med tunn bark. Vegetationens mortalitet beror av kronbrandens hårdhet men påverkas också av bortbrända rötter vilket kan ge en större förlust än förväntad. Vegetationens brandhårdhet beror också av vegetationstätheten innan branden (Parsons et al., 2010; Thompsson och Spies, 2009).

Brandens hårdhet påverkar hur stor del av området växtlighet och halten organiskt material som förbränns (Figur 1). Förlusten reducerar alternativt eliminerar transpirationen, rotupptaget och markens vattenhållande förmåga vilket ökar ytavrinningen och erosionen (Lydersen et al., 2014; Shakesby och Doerr, 2005). Svampar och mikroorganismer påverkar markens eroderbarhet, näringsomsättning och växtlighetens återhämtning (Shakesby och Doerr, 2005). När jord värms upp i syrerik miljö, till en temperatur på 270 – 400°C, förbränns det organiska materialet vilket minskar jordens stabilitet och aggregatstruktur. Vid temperaturer över 460°C drivs OH-grupper ut ur lerpartiklar vilket irreversibelt förändrar strukturen. Brandskadade jordar når inte alltid dessa temperaturer, men jordarna har en förändrad struktur och är beroende på jordart sprödare, mindre kohesiva och mer eroderbara (Shakesby och Doerr, 2005; Gresswell et al., 1999). Vätbarheten är en relativt vanlig förändring i jorden efter en skogsbrand (Figur 1). Hydrofoba organiska ämnen förångas i markytan under branden vilket skapar en tryckgradient i det upphettade lagret vilket pressar ner en viss andel djupare i markprofilen där ämnen kondenserar (Shakesby och Doerr, 2005). Det anses troligt att värmen ökar bindningen mellan föreningarna och jordpartiklarna vilket gör jorden mer vattenavvisande. Jordens vattenavvisande

egenskaper beror av upphettningstid och intensifieras när jorden värms till mellan 175 – 270°C. De vattenavvisande egenskaperna upphör vid temperaturer över 270 – 400°C oberoende av jordtyp. Vattenavvisande egenskaper är den största orsaken till reducerad infiltration.

Brända skogssluttningar som är mer exponerade för solljus har lägre infiltrationskapacitet än skuggade mindre torra sluttningar (Shakesby och Doerr, 2005). Infiltrationsskillnader före och efter branden kan vara mycket små och ibland knappt märkbara. De menar att det är ovanligt med ytavrinning i orörda skogsbeklädda avrinningsområden men jämförelsevis vanligt i brandskadade skogsbeklädda områden. Vattenavvisande kala jordar och jordar med minskad marktäckning tenderar att ge snabbare respons på nederbörd med högre flödestoppar. Större flöden på mer erosionskänsliga jordar ökar transporten av sediment, näringsämnen och metaller till recipienter (Stein och Brown, 2009; USGC, 2012). Hur länge (år eller månader) och till vilken grad det finns en ökad transport av sediment och näringsämnen påverkas till stor del av brandens hårdhet (USGS, 2012).



Figur 1 beskrivning av brandintensitetens och jorduppvärmningens påverkan på brandhårheten (Parsons et al., 2010)

### 2.1.1 Utvärdering av brandhårdhet

Brandhårheten bedöms ofta utifrån fältobservationer, mutlispektral fjärranalys eller en kombination av de båda (Veraverbeke et al., 2014). Enligt Parsons et al., (2010) bör inte brandhårheten kartläggas enbart utifrån fjärranalys utan resultaten behöver verifieras i fält. De menar att total brandhårdhet ofta indikeras utifrån förbränning och färg på trädkronor vilket inte alltid överensstämmer med jordbrandhårheten. Trädtätheten kan påverka jordbrandhårheten, det är mer sannolikt att tät skog resulterar i hårdare brand än gles skog (Tabell 1). En visuell bedömning kan göras av andelen bränd kol i området. Bedömningen ger en indikation på hur hårt jorden och vegetationen brunnit, till exempel potentiella rotskador och jordupphettning.

Enligt Parsons et al., (2010) finns speciella kännetecken för låg, måttlig och hög jordbrandhårdhet. De menar att låg brandhårdhet indikeras av obränt, igenkännligt organiskt material vid markytan. Rötterna är oförändrade vid låg brandhårdhet eftersom värmepulsen inte varit tillräckligt stark för att bränna organiskt material

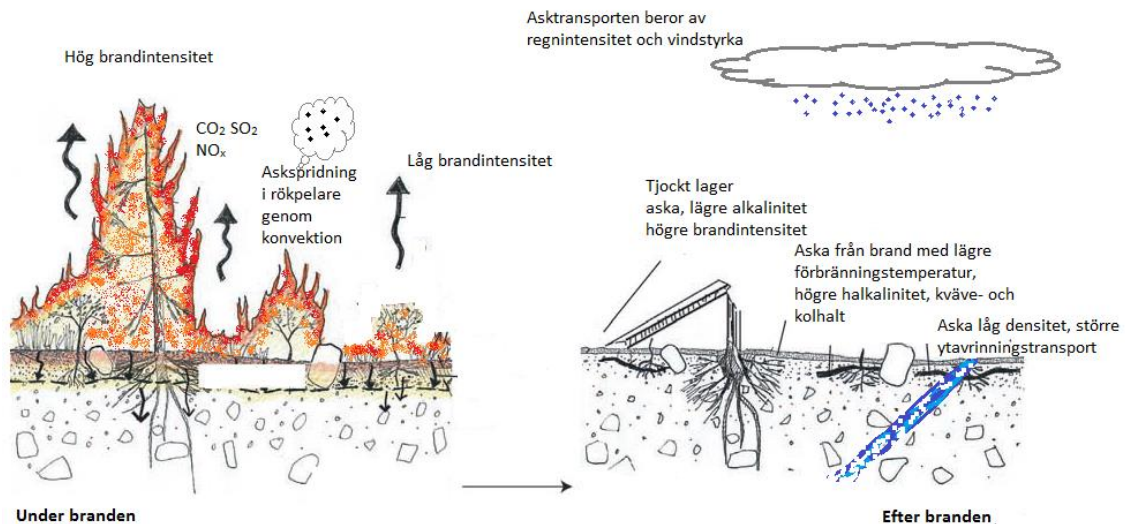
under markytan. Markytan har ofta ett brunt eller svart utseende, kronor och undre vegetation är ofta fortfarande gröna. En måttligt hård jordbrand kännetecknas av att upp till 80 % av mängden organiskt material vid markytan är förbränt. Små rötter (0.25 cm i diameter) kan vara svedda men är ofta inte förbrända. Färgen på askan är ofta svart med grå fläckar. Det kan fortfarande finnas svedda löv kvar i kronorna som sedan faller till marken. Området ser ofta brunt ut på grund av de brända kronorna. Jordstrukturen är ofta oförändrad. Vid hög brändhårdhet har nästan allt organiskt material förbränts. Större rötter (större än 8 cm i diameter) kan vara synligt förkolande eller förbrända. Bar jord och aska är exponerade för erosion och aggregatstrukturen är mindre stabil. Vit eller grå aska visar på total förbränning av undervegetation och organiskt material. Området ser ofta svart ut och jorden kan vara rödaktig på grund av oxidation eller grå till följd av asktäckning.

**Tabell 1 Jordbrandhårdhetens påverkan av krontätheten (Parsons et al., 2010)**

Skogsmark Krontäthet	Hårdhet jordbrand		
	Låg	Medel	Hög
Gles ( $\leq 20\%$ )	Vanligt förekommande	Osannolikt	Skär inte
Mellan (20-60 %)	Vanligt förekommande	Vanligt förekommande	Osannolikt
Hög ( $\geq 60\%$ )	Vanligt förekommande	Vanligt förekommande	Vanligt förekommande

## 2.2 VATTENKEMISKA EFFEKTER

Vattenkemiska effekter från skogsbränder beror av hydrologi, topografi, geologi, brandens storlek, intensitet, sjöars morfologi, vattnets utbytestid och förhållandet mellan sjöns och avrinningsområdets storlek (Lydersen et al., 2014). Ett flertal studier över skogsbränder har visat på en koncentrationsökning av baskatjoner, sura anjoner, ammoniak, totalkväve och totalfosfor i ytvatten (Lydersen et al., 2014; Stephens et al., 2004; Eriksson et al. 2006). Förbränning är en oxidativ process och under tillräckligt goda syreförhållanden oxideras organiskt kol till koldioxid, organiskt svavel till svaveldioxid och organiskt kväve till kväveoxider (Figur 2) som emitteras (Lydersen et al., 2014). Askan som blir kvar är rik på baskatjoner, fosfat, klorider, tungmetaller och PAH. Högre brandintensitet ger upphov till tjockare lager aska (Figur 2) som ansamlas i sluttningar (Smith et al., 2011). Aska med låg densitet har större benägenhet att transporteras med ytavrinningen (Figur 2; Renau et al., 2007). Hur mycket aska som transporteras beror av regnintensitet och vindstyrka. Askans sammansättning varierar beroende på områdets vegetationstyp, klimat, jordart, förbränningsförhållanden och vilken del av plantan som brunnit (Figur 3; Demeyer et al., 2001). Boreala skogar har ofta lågt kväveinnehåll (Lydersen et al., 2014). Träaska har generellt hög alkalinitet och hur stor den neutraliserande förmågan är beror på förbränningens temperatur (Demeyer et al., 2001). Alkaliniteten minskar vid ökande förbränningstemperatur. Halterna av kol och kväve ökar i askan vid ofullständig förbränning eftersom ämnena oxideras och emitteras vid fullständig förbränning (Figur 2).

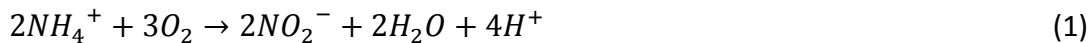


**Figur 2** Brandintensitetens påverkan på askans mängd och sammansättning (baserad på figur gjord av Parsons et al., 2010). Figuren visar också faktorer som påverkar askans spridning under och efter branden.

Kvävehalten i organiskt material vid markytan kan som tidigare nämnts reduceras kraftigt på grund av förbränning och förångning (Figur 2; Smith et al., 2011). Men även om totalkvävehalten minskar ökar ofta halten ammoniumkväve. Enligt Neary et al., (1999) beror kvävereduceringen i markytans förna på brandens hårdhet. De menar att huvudtransportvägarna är förångning, konvektion, mineralisering, erosion, avrinning och läckage (Figur 3). Förångningstemperaturen för kväve är 200°C och vid temperaturer över 500°C har kvävehalterna halverats i det organiska materialet på grund av förångning. För andra näringsämnen krävs högre temperaturer (Tabell 8). Näringsrik aska kan spridas över det branddrabbade området genom konvektion i rökpelaren eller med vinden (Figur 2). Enligt Spencer och Hauler (1991) har laborativa studier visat att höjda ammoniumkoncentrationer i vattendrag efter bränder beror av att röken absorberas till vattenytan. Ammoniumkoncentrationen var 40 gånger högre 24 timmar efter brandens utbrott. Halterna gick ner till ursprungsvärden sex veckor senare. En studie gjord i Idaho, USA visade på halter av kalcium, magnesium, kalium, natrium och totalkväve i nederbörd som var 20-70 gånger högre från ett område med mycket brandrök än från ett icke branddrabbat område.

Under nitrifikationen oxideras  $\text{NH}_4\text{-N}$  till  $\text{NO}_3\text{-N}$  via  $\text{NO}_2\text{-N}$  (reaktion 1 och 2; Gustafsson et al., 2010) vilket ökar nitrat- och nitritkvävekoncentrationerna (Smith et al., 2011; Eriksson et al., 2006; Stephens et al., 2004). Nitratkväve är mobilt och det är vanligt att halterna av nitratkväve överstiger andra kemiska förändringar orsakade av bränder i bäckar (Gresswell, 1999). Nitratkvävetoppar kan förekomma under våren eftersom upptaget från växtligheten är begränsat under vintern, höga halter kan därför transporteras med snösmältningen (Eriksson et al., 2006). Brandens hårdhet påverkar läckaget av nitratkväve eftersom läckaget ökar med bortbränd biomassa och reducerad mikrobiell aktivitet (Figur 3; Gresswell et al., 1999). Brandhårdheten kan påverka mikroorganismers populationstäthet i jorden (Figur 3; Neary et al., 1999). Högintensiva bränder som varar under lång tid har stor påverkan på mikroorganismer och mykorrhiza. Påverkan är som störst i det översta jordlagrets organiska material där

populationstätheten är som störst. Beroende på mikroorganismen kan värmen i jorden vara dödlig eller förändra reproduktionskapaciteten.

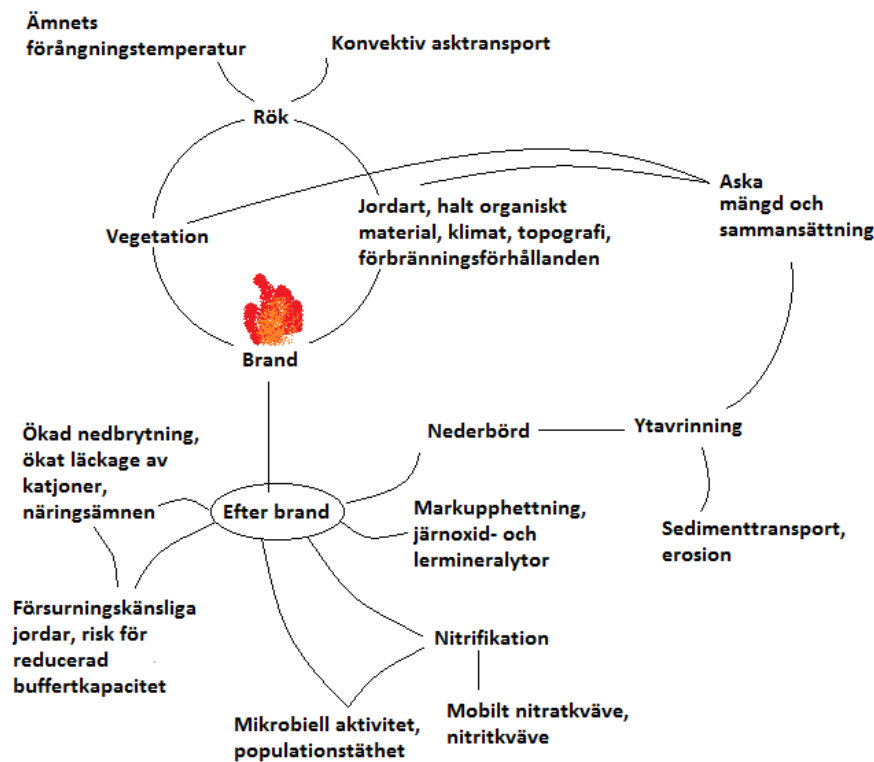


Hårdare bränder kan ge förhöjda fosforhalter på grund av kraftigt ökad sedimenttransport och högre förbränning av biomassa (Figur 3; Stephens et al., 2004). Fosfor har mycket högre förångningstemperatur (774°C) än kväve (200°C) (Tabell 8; Neyer et al., 1999). Därför beror koncentrationsökningar av fosfor i sjöar och vattendrag på att askan transporteras med vind och nederbörd (Figur 2; Stephens et al., 2004; Eriksson et al., 2006; Spencer och Hauler, 1991). Enligt Spencer och Hauler, (1991) visade en studie i Idaho, USA på att fosforhalterna ökade inom 24 timmar efter brandens utbrott och hade gått ner till bakgrundsnivåer två veckor senare. Den snabba responsen antogs bero på luftdeposition av aska i vattendraget. Upphettningsmarken leder till ökade järnoxid- och lermineraler som kan adsorbera fosfat (Stephens et al., 2004). Fosfor kan bilda komplex och utfällningar i jordar med höga kalciumhalter vilket minskar biotillgängligheten och primärproduktionen (Neary et al., 1999). Jorden innehåller högre halter av fosfor än förnan och därför har inte brandhårdheten samma påverkan på fosfor som kväve.

De tidiga topparna av kväve och fosfor som vanligtvis inte varar längre än ett par veckor kan ofta relateras till de första nederbördstillfällena efter branden (Gresswell et al., 1999). Enligt Smith et al., (2011) finns det stora variationer i hur kväve- och fosforhalter förändras i sjöar och vattendrag efter skogsbränder. De menar att transporten av näringsämnen vid höga flöden från regnoväder ofta domineras av partikelbundet kväve och fosfor under det första året efter branden. Släckmedel som används för att bekämpa skogsbränder kan innehålla föreningar baserade på ammonium eller fosfor vilka kan påverka näringsinnehållet i avrinningen speciellt vid högflöden (Stein och Brown, 2009). När vegetationen börjar återetableras sjunker läckaget av näringsämnen och efter en tid sjunker halterna i bäckar till koncentrationer motsvarande de innan branden (Gresswell, 1999).

Skogsbränder i områden med låg vittringsförmåga och basfattiga jordar kan resultera i reducerad buffertförmåga och sänkt pH (Lydersen et al., 2014). Enligt Smith et al., (2011) kan skogsbränder resultera i förhöjda halter av sulfat på grund av oxidation av svavel. Natrium, sulfat och kloridjoner kan sedan urlakas från förnan. Efter en svensk skogsbrand i Tyresta nationalpark år 1999 visade Eriksson et al., (2006) att branden orsakat drastiska pH-sänkningar i vattendrag på grund av kraftigt försurat ytvatten. Samtidigt som pH sjönk ökade konduktiviteten och turbiditeten. De menar vidare att samtliga vattendrag inom området visade på låg buffertkapacitet under det första året efter branden. Den stora ökningen av sura anjoner berodde på att halterna av sulfat- och kloridjoner fördubblats. Under släckningsarbetet i Tyresta användes brackvatten, anjonerna hölls inte kvar i marken i samma utsträckning som brackvattnets katjoner utan transporterades till områdets sjöar vilket påverkade vattenkemihalterna. Katjonkoncentrationen ökade efter Tyresta branden och dominerades av kalcium- och natriumjoner.

Högre temperatur och fuktighet i marken ökar nedbrytningen av föna. När respirationen ökar höjs halterna av vätekarbonat samtidigt som läckaget av katjoner ökar (Figur 3; Gresswell et al., 1999). Det menar också Eriksson et al., (2006) som beskriver att nedbrytningen av organiskt material ökade efter branden i Tyresta och att det frigjorde sulfat, kalium, magnesium och kalcium. Under branden konverteras mineraliserade växtnäringsämnen till aska och blir därmed mer vattenlösliga. När nederbörden når askan följer lösta ämnen med infiltrationen eller avrinningsvattnet (Gresswell et al., 1999). I Tyresta hade stora pH-förändringar i avrinningsvattnet liten påverkan på de tidigare kalkade sjöarnas kalciumhalter, pH och alkalinitet (Eriksson et al., 2006). Den största vattenkemiska förändringen efter en brand i Norge upptäcktes efter ett större regnoväder två månader efter branden (Lydersen et al., 2014). Sulfatkoncentrationerna var då de högsta som uppmätts sedan det norska omdrevsprogrammet startade år 1973 vilket resulterade i neråtgående ANC i sjöarna.



Figur 3 Sammanfattning av bränders påverkan på faktorer som styr vattenkemin. Faktorerna ökar alternativt minskar med brandhårdenheten.

### 2.3 FÖRSURNING I SVERIGE

År 1967 kom de första svenska rapporterna om effekter av antropogen atmosfärisk sulfatdeposition (Odén 1976). Konventionen om långväga gränsöverskridande luftföroreningar undertecknades år 1979 (UNECE, 2015). Konventionen resulterade i en 90 % reduktion av sulfatdeposition i Sverige jämfört med halterna under 1970-80 talet (Futter et al., 2014). Minskningen har resulterat i minskade sulfatkoncentrationer i ytvatten men halterna har inte återgått till naturligt tillstånd. Bedömningen kring hur Svenska sjöar återhämtas från försurning beror på återhämtningsdefinitionen. Om återhämtning definieras som att sjön ska återgå till referensvärden så visar inte de flesta svenska sjöar på återhämtning. Men om återhämtning definieras som en gradvis



process där pH ökar och den biologiska mångfalden förbättras, så sker en återhämtning i sjöarna. Sulfathalterna sjunker i nästan alla sura sjöar inom det svenska miljöövervakningsprogrammet, samtidigt som provtagningar har visat på en liten ökning av alkalinitet, pH och reducering av baskatjoner. Ett sätt att bedöma surheten i sjöar och vattendrag är genom beräkning av ANC (se 2.3.1). Beräknade ANC-värden har ökat i svenska ytvatten och det är därför troligt att sura anjoner avtar snabbare än baskatjoner. Reducerade koncentrationer av baskatjoner är ofta kopplade till kalciumkoncentrationer i svenska känsliga ytvatten. I områden med aktivt skogsbruk går återhämtningen långsammare eftersom skogsavverkningen tär på jordens baskatjonsförråd.

Låga ANC värden har relaterats till minskad artrikedom och minskande populationer av ryggradslösa djur och fiskar (Robinson et al., 2013). Låga pH-värden påverkar miljön negativt (Lydersen et al., 2002). Den stora toxiska faktorn kopplad till aciditet är dock ökade koncentrationer av oorganiskt aluminium som kan leda till fiskdöd (Lydersen et al., 2002; Futter et al., 2014; Robinson et al., 2013). Även om den totala aluminiumkoncentrationen har varit relativt stabil i Sverige under de senaste 10 åren, är det troligt att toxiciteten har minskat på grund av ökande pH som minskar lösligheten av oorganiskt aluminium (Futter et al., 2014).

### **2.3.1 Surhetspåverkan**

Ett vattendrags surhet bedöms ofta utifrån pH och ANC ("Acid neutralizing capacity") (Hemond, 1990). ANC är ett vattens förmåga att neutralisera en stark syra. Det finns flera sätt att beräkna ANC varav ett är att utgå ifrån ytvattnets laddningsbalans (Reuss och Johnson, 1986). Det kan dock finnas osäkerheter i provtagningarna och beräkningsmetoden försummar påverkan av organiska syror. ANC är relativt opåverkat av pH och partialtryck för koldioxid. Alkalinitet och ANC är uttryck för buffertkapacitet (Futter et al., 2014). Alkalinitet definieras i Sverige som mängden saltsyra ( $\mu\text{ekv/l}$ ) som krävs för att sänka pH-värdet i ett ytvatten till 5.4 (Lydersen et al., 2002). ANC är till skillnad mot pH förknippat med tillfälliga förändringar i aciditet och pH är en indikator på vattendragets status (Hemond 1990). I Sverige har naturvårdsverket tagit fram en femskalig klassning över buffertkapaciteten uttryckt i alkalinitet som indikerar vattendragets känslighet för sulfatdeposition (Naturvårdsverket 1999). Tillfällig försurning kan resultera i pH-förändringar som varar i timmar eller veckor (Hemond 1990). Ett ytvatten anses i Sverige vara försurat om pH sjunkit med mer än 0.4 pH-enheter jämfört med framräknat referensvärde (Naturvårdsverket, 2007). Detta används istället för gränsvärde då det finns naturligt försurade ytvatten i Sverige. Bedömningen utifrån förändrade pH-värden överensstämmer inte helt med bedömningen utifrån ytvattnets buffertförmåga.

Svår episodisk försurning kan förekomma i känsliga området med hög sulfatdeposition och låga ANC-värden (Lydersen et al., 2014). Låg buffertkapacitet kan dels bero på minskad tillförsel av baskatjoner, dels ökad tillförsel av sura anjoner. Vittring är primärkällan till baskatjoner (Cosby et al., 1985). Ihållande sulfatdeposition under lång tid förbrukar baskatjonerna i jorden vilket resulterar i minskad transport av baskatjoner till ytvatten. Klor är den mest mobila sura anjonen vilket genererar en relativt snabb försurningsrespons då klor är dominerande anjon (Lydersen et al., 2002).

Nitratets aciditetspåverkan är svårare att evaluera. Försurningen i ytvatten beror av sulfatdepositionens intensitet men också på markens kapacitet i avrinningsområdet att adsorbera anjoner (Futter et al., 2014; Lydersen et al., 2002). Tidigare reducerat svavel oxideras till sulfat under torra perioder när vattennivån sänks i jordar och våtmarker (Lydersen et al., 2014; Eriksson et al., 2006). Processen producerar också vätejoner och när området väts ökar transporten av sulfat och vätejoner (Eriksson et al., 2006).

### 2.3.2 Bedömningsgrunder för försurning

Enligt Naturvårdsverket (2007) klassificeras försurningspåverkan utifrån avvikelse mot beräknat referenstillstånd. Beräkningarna görs med den dynamiska geokemiska MAGIC-modellen. Då det inte finns tillräckliga data för att utföra beräkningar med MAGIC-modellen kan verktyget MAGIC-bibliotek användas. Verktyget är baserat på MAGIC-modellberäkningar över några hundra svenska sjöar och vattendrag. Tanken är att vattenförekomster med liknande försurningspåverkan har haft en liknande utveckling av sjökemin och att det är troligt att de kommer att utvecklas på ett liknande sätt i framtiden. Enligt Naturvårdsverket klassificera en sjö som försurad då skillnaden i pH är större än 0.4 enheter mot beräknat referensvärde. De har även tagit fram en bedömning över pH-förändringen (Tabell 2).

**Tabell 2 Bedömning av pH förändringen gentemot beräknat referensvärde (Naturvårdsverket 2007)**

<b>ΔpH</b>	<b>Status</b>
<0.2	Hög status
0.2 – 0.4	God status
0.4 – 0.5	Måttlig status
0.6 – 0.8	Otillfredsställande status
>0.8	Dålig status

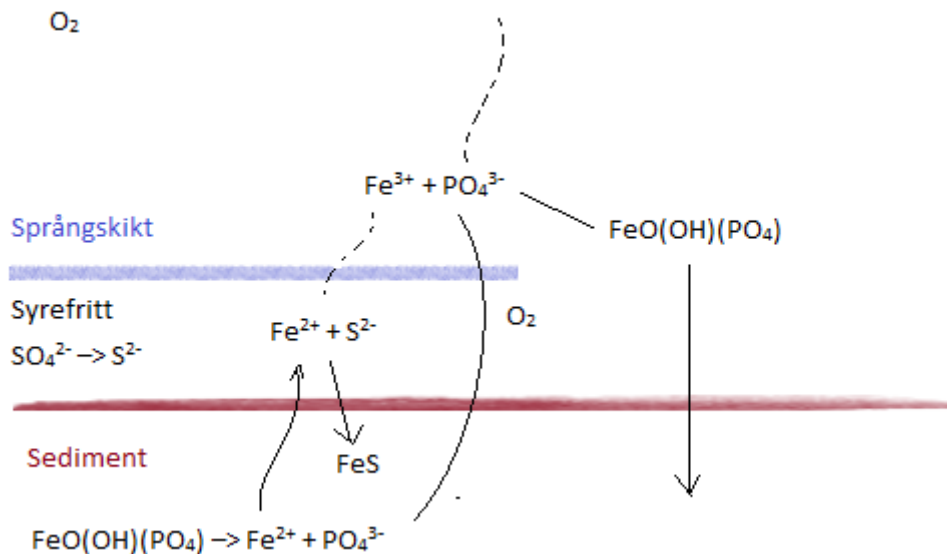
## 2.4 EUTROFIERING

Sjöars näringstillförsel påverkas av inflödet från vattendrag, direktutsläpp, atmosfärisk deposition, markläckage och utbyte med sediment (Naturvårdsverket, 2003). Markläckaget beror av avrinningsområdets vegetation, jordmån, hydrologi och klimat (Bergström, 2010). Kvävedepositionen har varit relativt konstant under de senaste 10 åren (Lydersen et al., 2002). Kvävehalterna styrs till hög grad av atmosfärisk deposition då den utgör mellan 10 – 50 % av det totala kväveinflödet (Naturvårdsverket, 2003). Depositionen är i form av biotillgängligt ammonium och nitrat (Naturvårdsverket, 2003; Elser et al., 2009). Skogsmarker har ofta relativt hög kvävebevarande förmåga men vid kalhyggen förekommer ofta en ökad kväveutlakning och vid dikning ökar både kväve- och fosforläckaget (Naturvårdsverket, 2003). Skogsbruket står för ungefär en procent av fosforbidraget, det finns dock kunskapsluckor kring skogsbrukets fosforläckage.

Förhöjda kvävehalter har negativa effekter såsom försurningspåverkan från nitrat, hälsorisker associerade till nitrat och eutrofiering (Saunders och Kalff, 2001). Kväve och fosfor behövs för växtlighetens tillväxt och är de viktigaste begränsande näringsämnen i terrestra och akvatiska system (Conley et al., 2009; Sterner 2008). Näringscirkulationen är viktig för ekosystemen och intern cirkulation är ofta den huvudsakliga näringskällan för primärproducenter (Essington och Carpenter 2000).

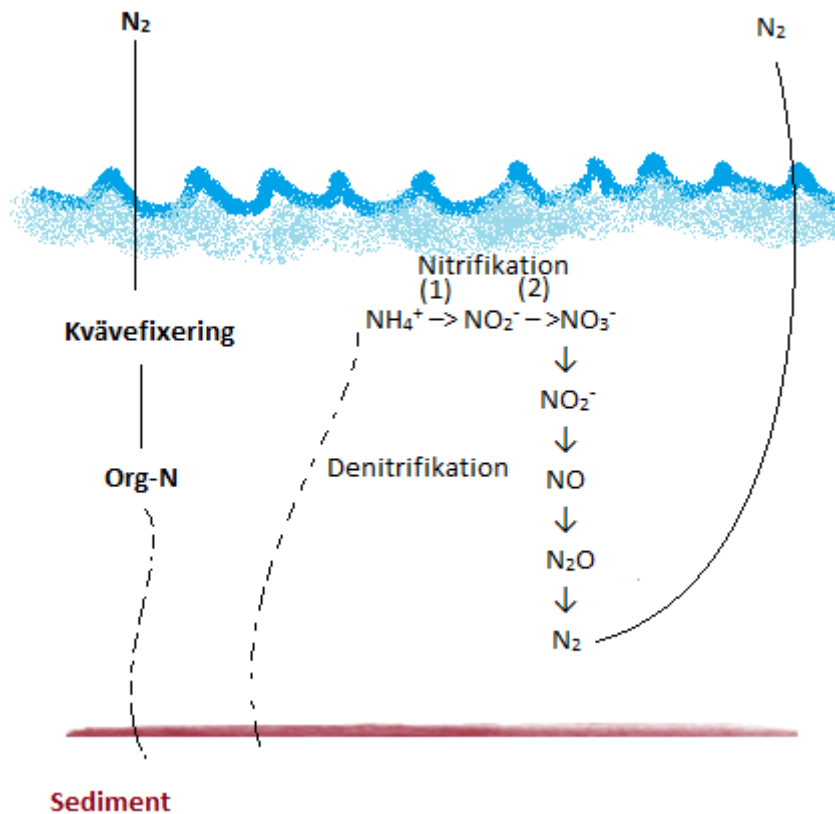
Cirkulationen i akvatiska system är påverkad av hydrologiska processer och därför kan den interna belastningen variera mellan olika sjöar och vattendrag. Den interna näringscirkulationens storlek påverkar ekosystemets motståndskraft och återhämtning från störningar. Primärproduktionen i sjöar och vattendrag är ofta fosforbegränsad (Naturvårdsverket, 2003; Elser et al., 2009; Sterner, 2009). Naturvårdsverket (2007) har tagit fram en femskalig klassning över ytvattens näringspåverkan, baserade på fosforhalter och framräknat referensvärde. Sterner (2009) menar att antagandet om fosforbegränsning har debatterats och att det är möjligt att det endast gäller för oligotrofa system. Kvoten mellan totalkväve och totalfosfor anses vara en tillförlitlig approximation över näringstillgången för primärproduktionen. Ammonium- och nitratkväve är biotillgängliga former av oorganiskt kväve (Bergström, 2010). Totalkväve består dock även av betydande mängder organiskt kväve. Hur mycket av halten totalkväve som består av oorganiskt eller organiskt kväve påverkar TN/TP-kvotens tillförlitlighet. TN/TP-förhållandet indikerar om en sjö är kväve- eller fosforlimiterad. En oligotrof sjö kan ha höga och låga TN/TP-kvoter (Bergström 2010). Enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) visar TN/TP-kvoter under 15 på måttligt kväveunderskott och kvoter över 30 indikerar fosforbegränsning. Ett ökande kväve-fosforförhållande visar på att biodiversiteten bland fytoplankton kan minska eftersom fytoplankton med ett effektivt fosforupptag gynnas (Elser et al., 2009, Bergström 2010). Ökande fosforbegränsning kan förändra näringsväven då alger i dessa typer av miljöer har sämre kvalitet för konsumenter som zooplankton. Naturvårdsverket (2003) menar att vattendragens eutrofiering är ofta svårare att evaluera då näringshalterna varierar med vattenföringen.

Enligt Naturvårdsverket (2003) beror andelen fosfor som mobiliseras eller fastläggs till sedimenten av syrehalten i hypolimnion. Fosfor binds till aluminium, järn, magnesium och kalcium vid aeroba förhållanden (Figur 4; Verburg et al., 2013). Utfällningar är vanligare för fosfor än kväve och resulterar i att en större andel fosfor sedimenteras. Fosfor mobiliseras från sedimenten vid reducerande förhållanden (Figur 4; Verburg et al., 2013; Naturvårdsverket, 2003; Spears et al., 2008). En ökande vattentemperatur ger ökande mobilisering och på grund av detta är mobiliseringen som störst under de varma sommarmånaderna och fastläggningen störst under kyliga vintermånader (Spears et al., 2008). Vid varmare temperaturer är efterfrågan på syre större än produktionen vilket skapar syrefria zoner där redoxkänsliga järn-fosforkomplex kan reduceras och frigöra fosfatfosfor (Figur 4). Om redoxförhållandet förändras kan större mängder fosfor mobiliseras eller fastläggas (Naturvårdsverket, 2003). Skillnaden mellan inflöde till ett system och hur mycket som försvinner från systemet definieras som retentionstid (Saunders och Kalff, 2000). När fosforhalterna i en sjö ökar på grund av ett fosforutflöde från sjöns sediment kallas det intern fosforbelastning. Den interna fosforbelastningen kan ha stor påverkan på retentionstiden och påverka det limnologiska systemet långt efter att utsläppen reducerats (Naturvårdsverket, 2003). Beräkningar av retentionstiden kan överestimeras vid anaeroba förhållanden på grund av intern cirkulation (Verburg et al., 2013). Vid aeroba förhållanden i hypolimnion kan fosforretentionen vara effektivare än kväveretentionen. Fosfor försvinner från ett system genom flödestransport med avrinnande vatten och fastläggning till sedimenten (Naturvårdsverket, 2003).



Figur 4 Intern fosforbelastning. Vid reducerande förhållanden frigörs fosfat och vid sulfatreduktion ökar läckaget från sedimentet på grund av minskad tillgång på  $\text{Fe}^{3+}$ . Vid syresatta förhållanden omvandlas  $\text{Fe}^{2+}$  till  $\text{Fe}^{3+}$  vilket binder in fosfattet till järnkomplexet.

Kvävet retention styrs av atmosfärisk deposition, kvävefixering, sedimentation, denitrifikation och växters rotupptag (Figur 5) (Naturvårdsverket, 2003; Saunders och Kalff, 2000; Verburg et al., 2013). Kvävefixerande cyanobakterier förekommer mest i sjöar med en totalfosforkoncentration över  $25 \mu\text{g/l}$  (Naturvårdsverket, 2003). Denitrifikationen sker genom att aeroba bakterier använder nitrat och nitrit som elektronacceptorer (Figur 5) (Saunders och Kalff, 2000). Processen skapar kvävgas eller lustgas som avgår till atmosfären vilket skapar ett permanent utflöde av kväve från systemet. Denitrifikationen har störst påverkan på andelen kväve som lämnar ett system (Saunders och Kalff, 2000; Verburg et al., 2013). Denitrifikationen är temperaturberoende och en ökad vattentemperatur ökar bakteriernas biomassproduktion (Spears et al., 2008). Denitrifikationen buffrar mot försurning då den reducerar nitrathalten i vattnet (Saunders och Kalff, 2000). Växter påverkar inte bara retentionen genom rötternas kväveupptag utan skapar också goda sedimentations- och denitrifikationsförhållanden. Kväve kan mobiliseras från sedimenten och då oftast i form av ammoniumkväve vilket effektivt konverteras till nitratkväve av nitrifikationsbakterier under anaeroba förhållanden (Figur 5) (Spears et al., 2008).



Figur 5 kvävetets kretslopp med kvävefixering, denitrifikation och nitrifikation där siffrorna vid nitrifikationen hänvisar till reaktionsformler ovan.

Enligt Verburg et al. (2013) påverkar näringsämnenas olika retentionshastigheter kvävefosforkvoten. De gjorde en studie som visade på att retentionstiden för fosfor var dubbelt så hög vilket ökade N/P-kvoten. Genom att prediktera hur retentionstiden påverkas av sjöns utbytestid och medeldjup kan slutsatser dras över hur förhållandet mellan kväve- och fosforkoncentrationerna förändras från vattendraget till sjö. Det är troligt att sjöns förmåga att hålla kvar fosfor och kväve ökar med sjöns utbytestid. I genomsnitt behåller sjöar 25 % av fosforinflödet. Sjöar med en utbytestid över sex månader har ofta ett förhållande mellan kväve och fosfor som är större än 30 vilket tyder på effektivare fosforretention. Längre utbytestider ger också längre sedimentation från epilimnion vilket ökar retentionstiden genom fastläggning till sediment. De flesta sjöar med ett medeldjup under 10 m tros ha en större kväve- än fosforretention.

### 3 MATERIAL OCH METODER

Områdets brandpåverkan har studerats utifrån vattenkemisk data och genom bildanalys över brandhårdheten (Tabell 3).

**Tabell 3 Använda datakällor för vattenkemisk analys och bildanalys.**

<b>Vattenkemisk data</b>	<b>Källa</b>
Provtagningar i bäckar efter branden	Utförda av SLU och Västmanlands länsstyrelse
Provtagningar av sjöar > 1 ha inom området	SLU, inkluderats i omdrevsprovtagning
Provtagningar innan branden	Märrensjön och Gärsjön regional miljöövervakning. Gärsjön, Stora Gottricken, Sörlången och Öjesjön kalkeffektuppföljning
<b>Bildanalys datakällor</b>	<b>Användningsområde</b>
Laserdata	Höjdmodell över vegetationen
Ortofoton	Bildanalys
Fastighetskarta	Exkludera vägar, sjöar, hus och åkermark från resultaten av bildanalysen
Jordartskarta	Kombinerades med höjdmodellen över vegetationen och markanvändningskategorierna öppna torvmarker och skogsbeklädd torvmark togs fram.
Anmälda avverkningar	Markanvändningskategorin hygge
Höjdmodell	Avrinningsområden

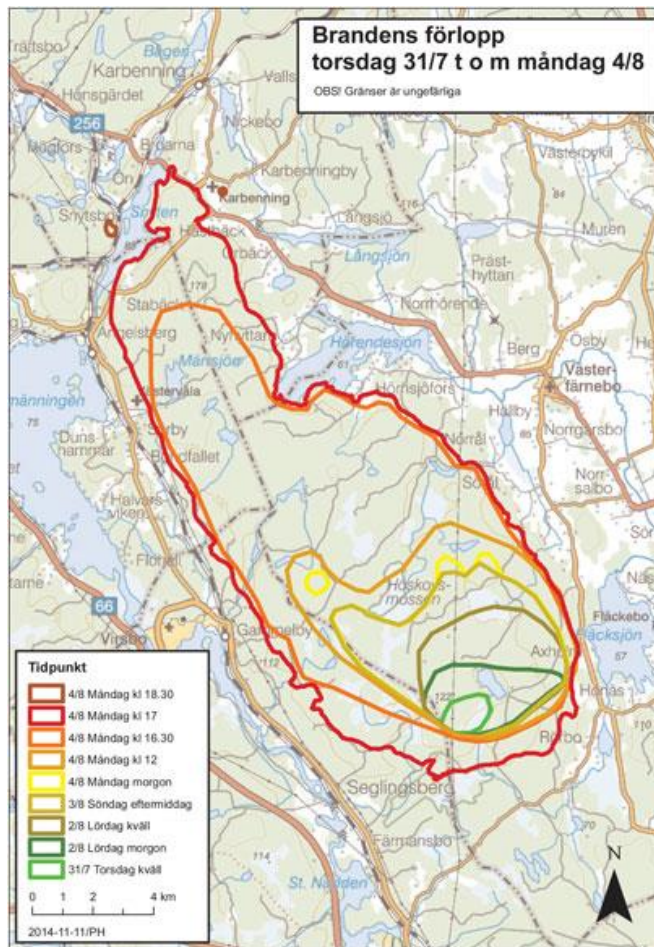
### 3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Skogsbranden i Västmanlands län startade den 31 juli 2014 och efter 12 dagar var branden under kontroll och totalt brann cirka 14 000 ha (Bergendorff och Broström, 2014). Under brandens första dagar var spridningen relativt liten men på grund av ökad vindstyrka ökade spridningen väsentligt under måndagen (4/8-2014; Figur 6)

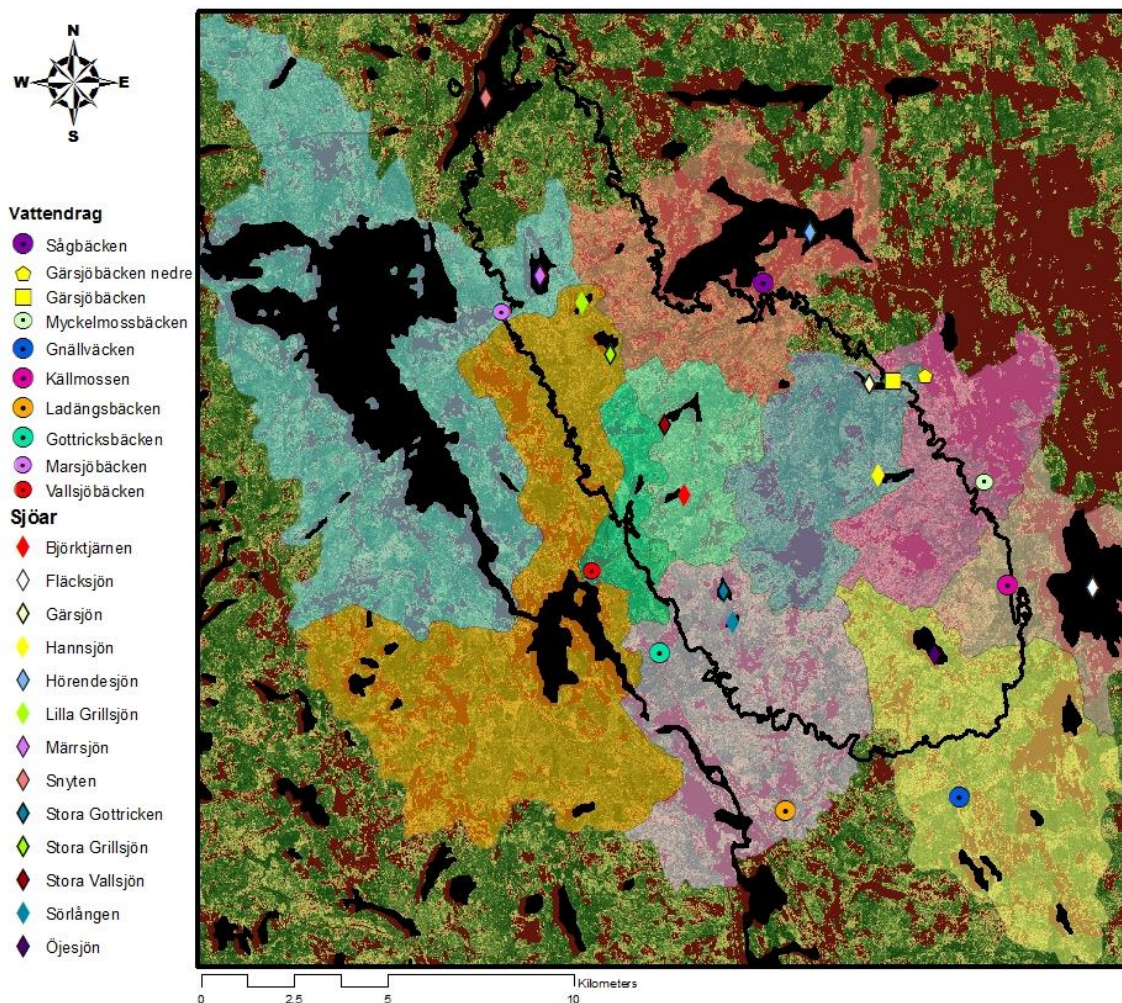
Jordarten i området består till största del av sandig morän (25 %), morän (16 %), glacial lera (12 %) och berg (12 %; SGU 2014). Cirka 10 % av området består av sjöar och vattendrag. Inom brandområdet ingår en sjö (Märrensjön) och ett vattendrag (Gärsjöbäcken; Figur 7) i Västmanlands läns regionala miljöövervakning (RMÖ) sedan 1983 respektive 1995. Fyra sjöar (Gärsjön, Öjesjön, Stora Gottricken och Sörlången; Figur 7) inom det branddrabbade området ingår dessutom i provtagningsprogrammet för kalkeffektuppföljning (KEU). Märrensjön har tidigare klassats till hög ekologisk status och god kemisk status om kvicksilverhalter exkluderas från evalueringen VISS (2012). Det finns inga problem med eutrofiering eller försurning i sjön.

Efter branden har SLU i samarbete med Västmanlands län på uppdrag av HaV provtagit nio bäckar och 10 sjöar inom eller i anslutning till det branddrabbade området samt två referensvattendrag belägna utanför området (Tabell 4). Sjöarna provtogs en gång under hösten (28 oktober). Den första provtagningen av vattendragen gjordes den 21 augusti. Då var stora delar av brandområdet avstängt och bäckarnas provtagningsplatser belades utanför området. Gärsjöbäckens provtagningsplats (Figur 7) som används under RMÖ återfinns innanför brandområdet och därför provtogs

mätplatsen Gärsjöbäcken nedre (Figur 7) under den första tidsperioden innan brandområdet öppnades.



Figur 6 Brandens förlopp från den 31/7 till och med måndagen den 4/8 (Länsstyrelsen i Västmanlands län 2014).



Figur 7 Avrinningsområden från SMHI (2012) Provtagningsplatser i vattendrag och sjöar

Tabell 4 Provtagningsfrekvens i vattendrag och referensvattendrag inom det branddrabbade området samt de provtagna sjöarnas volym. Provtagning och analyser av sjöar och vattendrag är utförda av SLU i samarbete med Västmanlands länsstyrelse på uppdrag av HaV.

Vattendrag	Antal provtagningar	Sjöar	Sjövolym Mm <sup>3</sup>
Gärsjöbäcken	18	Björktjämen	0,58
Gnällbäcken	1	Fläcksjön	-
Gottricksbäcken	4	Gärsjön	0,37
Källmossen	2	Hannsjön	0,55
Ladängsbäcken	5	Hörendesjön	52
Myckelmossbäcken	17	Lilla Grillsjön	0,12
Mörrsjöbäcken	5	Mörrsjön	1,5
Sägbäcken	6	Snyten	21
Vallsjöbäcken	13	Stora Gottricken	0,70
		Stora Grillsjön	0,44
<b>Referensvattendrag</b>		Stora Vallsjön	0,37
Soltortorpsbäcken	4	Sörlången	0,20
Säckenbäcken	5	Öjesjön	1,58

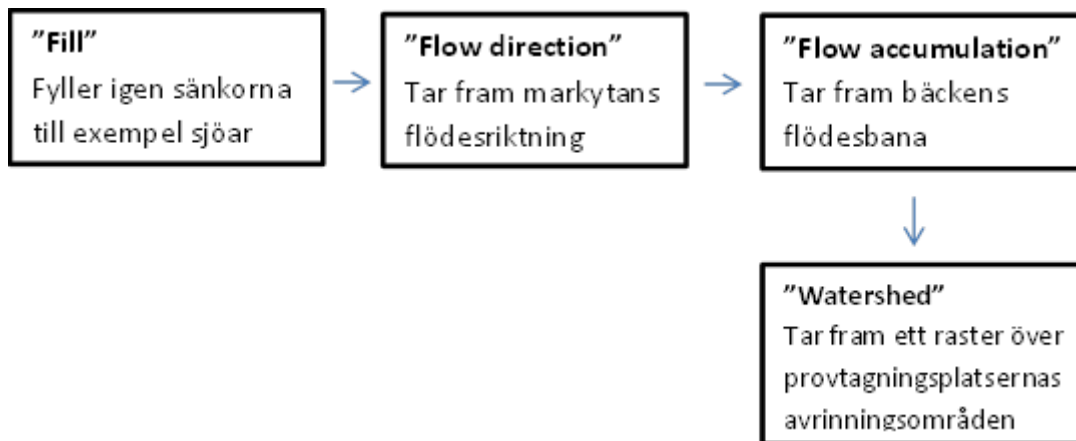


### 3.2 LASERSCANNAD DATA

Lantmäteriet (2014a) samlar in höjddata genom laserskanning vilket resulterar i ett punktmoln där varje punkt är klassificerad till mark, vatten och oklassificerad. Laserskanningen görs med flygplan vid 1700-2300 m höjd och instrumentet kan erhålla upp till fyra returerna från samma puls. Punkttätheten är ungefär 0,5-1 punkt per kvadratmeter. Enskilda punkters höjdnoggrannhet är generellt bättre än 0,1 m på öppna plana hårdgjorda ytor, men i områden med starkt sluttande terräng kan noggrannheten försämrans markant. I områden med tät skog blir markens punkttäthet lägre vilket ger lägre noggrannhet. Punktmolnet levereras från lantmäteriet indelat i rutor (25x25 km) och i den nationella kartprojektionen SWEREF 99 TM. Lantmäteriet (2014b) har på uppdrag av regeringen arbetat med att ta fram en nationell höjdmodell med hög noggrannhet. Höjdmodellen tas fram från laserskannad data och har en upplösning på 2x2 m med 0,5 m noggrannhet. Höjdmodellen levereras i den nationella kartprojektionen SWEREF 99 TM.

### 3.3 AVRINNINGSSOMRÅDEN

Flertalet av SMHIs avrinningsområden var betydligt större än provtagningsplatsernas avrinningsområden och i vissa fall inkluderas flera provtagningsplatser i samma område (Figur 7). Nya avrinningsområden togs fram genom att använda en höjdmodell i rasterformat. Arbetet utfördes i ArcGIS 10.3, programvara från ESRI. Programvaran användes för att hitta ytans brantaste lutningsriktning i höjdmodellen vilket bestämmer åt vilket håll vattnet skulle rinna om det regnade på markytan. Genom att gruppera alla celler med lutningsriktningar åt samma håll kunde avrinningsområden tas fram. Om det skulle finnas tillfälliga låga punkter i höjdmodellen antar algoritmen att vattnet endast flödar till den punkten men kan inte beräkna att sänkan till slut skulle fyllas med vatten. För att erhålla ett komplett avrinningsområde behövde dessa sänkor, till exempel sjöar, fyllas så att flödet kunde fortsätta nerströms. Detta gjordes genom att använda verktyget "Fill" som skapade en ny höjdmodell med igenfyllda sänkor (Figur 8). Därefter togs flödesriktningen fram genom att använda verktyget "Flow direction" (Figur 8). För att kunna ta fram avrinningsområden för en specifik provtagningsplats måste bäckens flödesbana sammanfalla med det just skapade rastret. På grund av detta togs flödesbanan fram med verktyget "Flow accumulation" som beräknar hur många pixlar som lutar mot en specifik pixel där flödet kommer vara. För att synliggöra bäckarna omklassificerades rastret så att samtliga ID-värden på pixlar utanför flödesystemet sattes till "no data". Därefter skapades nya "point shapefiles" för varje utflöde från sjöarna och bäckarnas provtagningsstationer. Dessa användes sedan tillsammans med rastret över flödesriktningen som indata till verktyget "Watershed". Det resulterande rastret gjordes därefter om till vektordata genom att använda verktyget "Raster to polygon" och avrinningsområdenas areor beräknades därefter genom att använda attributverktyget "Calculate geometry".



Figur 8 Flödeschema över de huvudsakliga stegen i utformandet av avrinningsområden.

### 3.4 HÖJDMODELL VEGETATION

Höjdmodellen gjordes från laserdata och med programvaran LAsTools från rapidlasso. Programmet lasground användes för att extrahera markpunkterna till en ny fil där punktmolnet endast bestod av markpunkter och icke markpunkter. Trädens höjd återspeglades av punktmolnets högsta punkter och programmet lasheight beräknade höjden för punkterna över markytan framtagen i lasground. Därefter klassificerades vegetationen med lasclassify som undersöker höjdpunkterna framtagna i lasheight och bildade ytor av närliggande punkter. Eftersom målet var att ta fram en modell över vegetationshöjden användes programmet lasheight med de klassificerade punkterna som indata för att sätta marknivån till noll. Detta gjordes genom att ersätta höjden över havet med den beräknade vegetationshöjden. Punktmolnet som skapades var normaliserat med platt markyta. För att undvika onödigt brus i höjdmodellen användes programmet lasnoise. Det tar bort alla punkter inom ett visst område som inte har flera närliggande punkter. Eftersom punkttätheten var 0,5 -1 punkt per kvadratmeter ansågs punkter vara brus om det endast fanns en ensam punkt inom ett område på 3x3 m. Detta gjordes för att undvika att till exempel skannade fåglar representerades som träd i höjdmodellen. Programmet lasgrid användes för att göra om las-filerna till ett raster och pixelstorlek bestäms från vald steglängd. På grund av punkttätheten valdes steglängden till 1,5 m och eftersom det inte alltid fanns en punkt i varje pixel erhöles vissa tomma pixlar. Detta hanterades genom att ersätta laserpunkten med en skiva med samma egenskaper och bestämd diameter. Programmet itererades till lämplig diameter erhöles som gav fyllda pixlar med minimal utslätning av höjdmodellen. Höjdmodellen lades därefter in i ArcMap där ett rutnät av höjdmodeller sattes ihop (genom att använda verktyget mosaik to new raster) till en höjdmodell som delades in i lämpliga klasser för mark och vegetation.

### 3.5 ORTOFOTO

Ur panskräpta färg- och IR-bilder tagna av lantmäteriet produceras ortofoton (Lantmäteriet 2014c). Brandområdet fotograferades med en digitalkamera (UltraCamEagle097) på 3700 m höjd vilket ger en ungefärlig upplösning på 0,25 m (Landberg, 2014). Bilder togs innan och efter branden under 2014. Bilder tagna innan branden fotograferades både i april och i juni medan bilderna efter branden fotograferades under samma dag (16 augusti). Kameran registrerar det pankromatiska bandet samt fyra färgband (rött, grönt, blått och infrarött) (Lantmäteriet, 2014c).

Därefter läggs det pankromatiska bandet ihop med de olika färgbanden och skapar en färg eller IR-bild. Flygbilderna bearbetas radiometriskt och bildernas centralprojektion räknas om till ortogonalprojektion med hjälp av en höjdmodell vilket resulterar i ortofoton med tre band. Ortofotots kvalité beror på bildens geometri och höjdmodellens kvalité. Ortofoton över brandområdet är framtagna med en höjdmodell som har 10 m grid vilket ger ett uppskattat medelfel i plan på cirka 0,30 m. Ortofoton levereras i den nationella kartprojektionen SWEREF 99 TM.

### **3.6 FASTIGHETSKARTA**

Fastighetskartan är baserad på lantmäteriets geografiska databaser och insamlade flygbilder. Fastighetskartans noggrannhet beror av mätmetoden och ett medelfel på 2 m i höjd och plan är det generella kravet för fotogrammetriskt karterade objekt Lantmäteriet (2014d). Kartan levereras i vektorform med linjeskikt för vägar och vattendrag samt ytskikt för sjöar och markdata. Vektorformatet levereras i koordinatsystemet SWEREF 99 TM. Fastighetskartan i vektorformat användes för att exkludera sjöar, vägar, hus och åkermark från bildanalysen.

### **3.7 JORDARTSKARTA**

Jordartskarta i rasterformat från SGU baserad på kartor i skala 1:50 000 och 1:100 000. Projektionstyp SWEREF 99 med cellstorlek på 25 m.

### **3.8 ANMÄLDA AVVERKNINGAR**

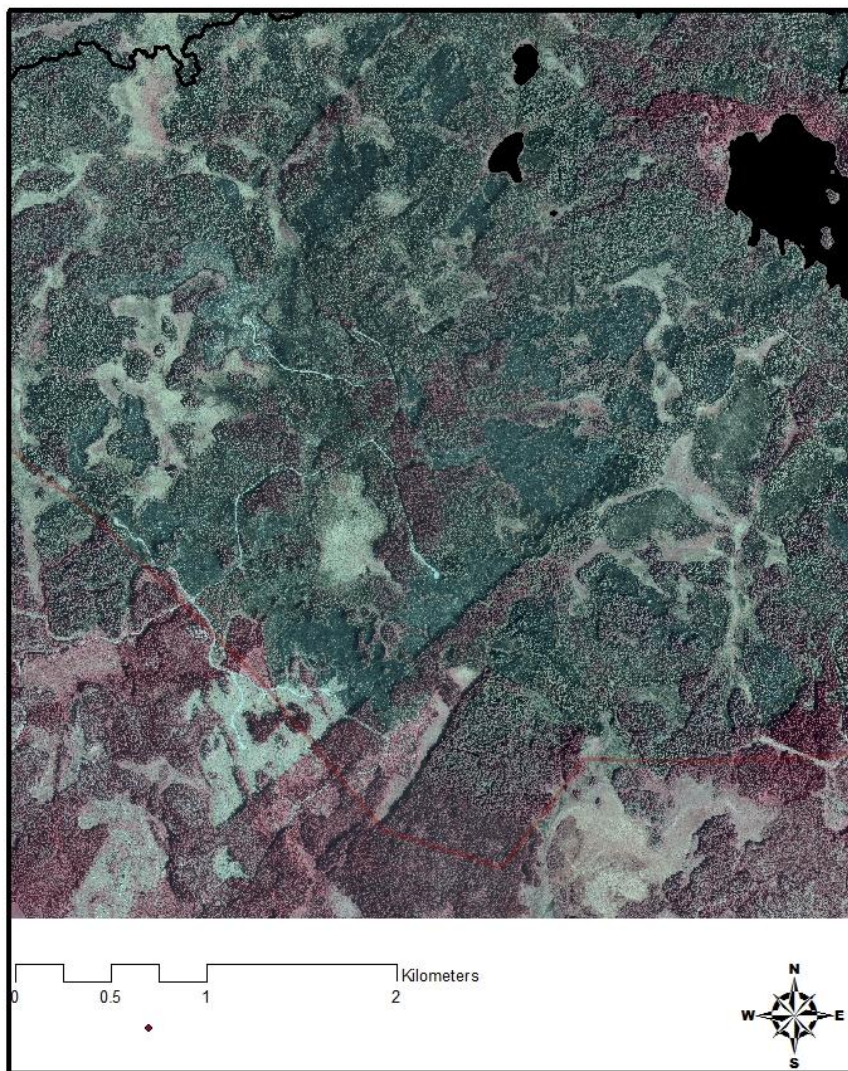
Ytskikt med anmälda avverkningar från år 1998-2015 i koordinatsystemet SWEREF 99 TM (Skogsstyrelsen 2015).

### **3.9 BILDANALYS**

För bildanalys användes IR ortofoton i tif-format från lantmäteriet och programvaran ArcGIS 10.3 från ESRI. Ortofotot har ett värde per pixel och band. I ArcGIS användes "Image classification toolbar" till att genom styrd klassificering konvertera flerbandsrastret till ett klassificerat enbandsraster. I styrd klassificering används träningspolygoner för att skapa en signaturfil. Informationen i signaturfilen styr klassningen genom att programvaran evaluerar vilken klass de övriga pixlarna liknar. Först skapades en signaturfil med de olika klasserna. Signaturfilen kunde endast skapas från ett sammanhängande raster. Därför sammanfogades fyra ortofoton till ett nytt raster genom att använda verktyget "Mosaik to New Raster"(Figur 9). Det var inte möjligt att sammanfoga samtliga ortofoton till ett raster på grund av bildernas storlek. Signaturfilen skapades genom att plocka fram träningspolygoner, uniforma ytor i rastret, vilket gjordes genom att använda "training sample drawing tool". Ett flertal träningspolygoner per klass plockades ut för att erhålla så stor variabiliteten inom klassen som möjligt. Klasserna evaluerades genom att träningspolygonernas histogram, spridningsdiagram och statistik undersöktes i "Training sample manager". För att kunna klassificera området utifrån träningspolygoner bör inte polygonklassernas histogram överlappa. Då polygonklasserna överlappade delades eller raderades klasserna och nya träningspolygoner skapades. Eftersom det inte var möjligt att skilja områden åt med olika material (exempelvis bränd torv och bränd skog) tillhörde de samma klass och delades upp i ett senare skede. Spridningsdiagrammet evaluerades på samma sätt som histogrammen, så att

träningpolygonklasserna inte överlappade i spridningsdiagrammet. Statistiken evalueras genom att undersöka kovariansen, låg kovarians indikerar att träningpolygonerna ger oberoende information. Kovariansvärden på 2000 visar på att polygonklasserna är högt korrelerade. Då tillfredställande spridningsdiagram, statistik och histogram hade uppnåtts skapades en signaturfil. När signaturfilen var klar kunde området klassificeras, metoden som användes för den styrda klassningen var "Maximum likelihood classification". Metoden beräknar sannolikheten att en cell tillhör en viss klass.

Delar av Skogsmarken (6,9 ha) och den skogsbeklädda torvmarken (3,4 ha) som fortfarande rök under fotograferingen ritades in med polygoner och exkluderades ur klassificeringsresultaten. Signaturfilen var gjord för skog- och våtmarker men i vissa avrinningsområden fanns det små arealer med bilväg, hus och åkermark. Dessa exkluderades från det klassificerade området genom använda fastighetskartans yt- och linjeskikt. Linjeskiktet över vägar i området buffrades till ett ytskikt så det täckte vägarna innan det exkluderades från det klassificerade området. Eftersom sjöarna inte var av något intresse för klassificeringsresultaten exkluderades även dessa genom att använda fastighetskartans vektor över områdets sjöar. Därefter extraherades klassificerade områden till varje avrinningsområde genom att använda verktyget "Extract by mask". Fastighetskartans vektordata över vattendrag och sjöar buffrades med 5, 15 och 100 m och klassningsresultaten extraherades till buffringspolygonen. Under klassificeringsprocessen var det inte möjligt att särskilja brandhårdheten i områden med olika markanvändning. För att möjliggöra det användes en höjdmodell över vegetationen. Öppna torvmarker togs fram genom att kombinera områden där vegetationen var lägre än en meter med torvjordarter enligt jordartskartan. I hårt brända områden visade ortofoton på större arealer bränd mark eftersom trädskronorna förbränts. För att särskilja dessa från tidigare avverkade områden evaluerades ytskikt med anmälda avverkningar. Ytskiktet granskades med ortofoton tagna innan branden och höjdmodellen över vegetationen för att ta fram anmälda avverkningar som blivit avverkade innan branden men inte vuxit högre än 2 m. Ytskikt över skogsbeklädda dikade områden togs fram genom att kombinera områden där vegetationen enligt höjdmodellen översteg 2 m och jordartskartan visade torvjordarter. Detta gjordes för samtliga avrinningsområden och buffrade vattendrag. Attributtabeller för samtliga extraherade avrinningsområden, buffrade vattendrag, öppen torvmark, skogsmark, avverkade områden och skogsbeklädd torvmark exporterades och arealer samt andelar för olika klasser beräknades.



Figur 9 Fyra sammanfogade IR-ortofoton som användes för bildanalysens signaturfil.

### 3.9.1 Validering

Klassificeringsresultaten validerades på ett område skilt från de fyra ortofoton som användes till att ta fram signaturfilen till bildanalysen. Bildanalysen validerades genom att lokaler med känd klasstillhörighet evaluerades i fält samt genom att koordinater togs i fält från intressanta platser som jämfördes med klassificeringen. För varje klass och material togs två eller flera punkter med koordinater fram vilket resulterade i totalt 50 punkter vid 7 olika platser.

### 3.10 VATTENKEMISK DATA

Ytvattenprovtagning i bäckarna gjordes vid 0,1 – 0,5 meters djup med plastfalskor och fyrishämtare. Sjöarna provtogs en gång under hösten (28 oktober 2014) inom omdrevsprogrammet vid 0,5 meters djup med helikopter. Tre bäckar inom området (Gärsjöbäcken, Vallsjöbäcken och Myckelmossbäcken) provtogs var annan till var tredje vecka med ett uppehåll under vintern mellan 16/12 – 27/1 (Tabell 4). Synoptiska provtagningar gjordes fem gånger under året (21/8, 22/9, 18/11, 10/3 och 16/4) dessa inkluderade 7 av bäckarna i området (Tabell 4).

Proverna analyserades vid vattenkemiska laboratoriet (SLU) som sedan 1992 är ackrediterade av SWEDAC (Sonesten, 2014). I analysförfarandet för NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>-N dominerar halten av NO<sub>3</sub>-N och därför tolkades dessa resultat som halter av nitratkväve.

Genom kontakt med Västmanlands länsstyrelse erhöles vattenkemidata från det regionala provtagningsprogrammet (RMÖ) och provtagningsprogrammet för kalkuppföljning (KEU).

Brandens påverkan på surhet och näringshalt i sjöar och vattendrag undersöktes genom relevanta vattenkemiska parametrar (Tabell 5).

**Tabell 5 Utvärderade vattenkemiska parametrar från provtagningar. Förkryssade parametrar visar på tillgång till data. Förkryssade parameterar inom parantes visar på viss datatillgång.**

Vattenkemiska parametrar	Provtagning efter branden	RMÖ	KEU
pH	x	x	x
Alkalinitet (mekv/l)	x	x	x
Tot-N (µg/l)	x	x	
NH <sub>4</sub> -N (µg/l)	x	x	
NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l)	x	x	
Tot-P (µg/l)	x	x	
SO <sub>4</sub> (mekv/l)	x	x	
Cl (mekv/l)	x	x	
F (mg/l)	x		
Mg (mekv/l)	x	x	(x)
Ca (mekv/l)	x	x	(x)
Na (mekv/l)	x	x	
K (mekv/l)	x	x	

### 3.11 TRENDANALYS

Förändringar i miljön sker ofta i små steg och kan observeras efter en viss tid. Ett sätt att analysera förändringen över tid (trenden) är att använda ett icke-parametriskt Mann-Kendall test (Naturvårdsverket, 2015). Metoden testar om Y-variabeln tenderar att öka eller minska med monoton förändring (T). För att genomföra testet krävs minst tio observationer och om testet ska utföras för flera säsonger krävs minst fyra observationer per säsong. Mann-Kendall testet visar på signifikanta trender (p-värde ≤0.05) och skattar den genomsnittliga förändringen per tidsenhet (Theil slope). Testet är baserat på rangordnade observationer och därav krävs inte normalfördelade observationer. Vid rangordningen tilldelas observationer med samma värde samma rang. Därefter beräknas hur många observationer som har högre alternativt lägre rang än en viss observation vid en viss tid. Det vill säga antalet högre och lägre observationer per tidpunkt. Höga positiva alternativt negativa värden tyder på uppåtgående alternativt nedåtgående trender. Vid Mann-Kendall test för säsongsvariationer beräknas en observation per säsong och år. Rangordningen jämförs därefter med samma säsong under ett annat år. De enskilda testen kan sedan summeras till ett kombinerat test. I beräkningarna tas hänsyn till korrelationer mellan rangordningarna för de olika säsongerna.

Trendanalys utfördes med Mann-Kendall seasonal trend test där trenderna säsongstrenderna summerades. Testet utfördes för att evaluera trender i ytvatten innan branden.

### 3.12 RETENTIONSTID

Retentionstiden för de tio provtagna sjöarna baserades på lokala flöden beräknade med S-HYPE för avrinningsområden framtagna av SMHI (Figur 7). I vissa fall var avrinningsområden från SMHI betydligt större än sjöarnas avrinningsområden. Flödet skalades om till sjöns avrinningsområde enligt ekvation 3 och sjöars retentionstid beräknades enligt ekvation 4.

Vid försumbar intern fosforbelastning kan enligt Verburg et al. (2013) fosforretentionen beräknas enligt ekvation 5 och kväveretentionen enligt ekvation 6.

$$Q_{Sjö} = \frac{Q_{SMHI} \cdot A_{Sjö}}{A_{SMHI}} \quad (3)$$

$$T_w = \frac{V_{Sjö}}{Q_{Sjö}} \quad (4)$$

$$R_P = \frac{\sqrt{T_w}}{1 + \sqrt{T_w}} \quad (5)$$

$$R_N = 1 - e^{\frac{-9.92 \cdot T_w}{z}} \quad (6)$$

$Q_{Sjö}$  – Flödet vid sjöns utlopp ( $m^3/år$ )

$Q_{SMHI}$  – Flödet vid avrinningsområdets (SMHI) utlopp frammodellerat med S-HYPE ( $m^3/år$ )

$A_{Sjö}$  – Area sjöns avrinningsområde ( $m^2$ )

$A_{SMHI}$  – Area avrinningsområde SMHI ( $m^2$ )

$T_w$  – Sjöns retentionstid (år)

$V_{Sjö}$  – Sjöns volym ( $m^3$ ; SMHI, 2015)

$R_P$  – Fosforretention

$R_N$  – Kväveretentionen

$z$  – Sjöns medeldjup (m)

### 3.13 BEDÖMNING AV YTVATTEN

För att få en uppskattning om ytvattenhalterna i det branddrabbade området användes Naturvårdsverkets bedömningsgrunder från 1999. Bedömningsgrunderna är inte gjorda för branddrabbade områden och användes därför inte för att bedöma ytvattens ekologiska status utan enbart för att erhålla en uppskattning av halternas möjliga påverkan. Halterna i områdets sjöar och vattendrag har också jämförts med resultat från det Svenska omdrevsprogrammet mellan 2007-2012 (Fölster et al., 2014)

Försurningspåverkan innan branden utvärderades genom att försurningen uppskattades i MAGIC-bibliotek för de sjöar och vattendrag där det fanns tillräcklig data. Försurningspåverkan uppskattades även genom att sulfathalter, alkalinitet och

ANC-värden (ekvation 7) jämfördes med bedömningsgrunder från Naturvårdsverket (1999). Märrsjön och Gärsjöbäcken ingår i den regionala miljöövervakningen och därmed fanns det längre tidsserier över bas- och anjonskoncentrationer. Provtagningen inkluderade inte fluorid och därför beräknades ANC utan fluorid när ANC-värden innan och efter branden jämfördes i Märrsjön och i Gärsjöbäcken.

$$ANC = [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + [K^+] + [Na^+] + [NH_4^+] + [SO_4^{2-}] - [NO_3^-] - [F^-] - [Cl^-] \quad (7)$$

### 3.14 BRANDHÅRDHETENS PÅVERKAN PÅ YTVATTEN

Samband mellan brandhårdhet och ytvattenhalter undersöktes genom enkel linjär regression och PLS-modellering. Vattenkemisk indata till PLS-modellen var näringshalter, bas- och anjoner. Samband undersöktes för maxhalter och halter provtagna den 22 september. Ett provtagningsstillfälle valdes då det var svårt att veta om provtagningsarna sammanfallit med ytvattenhalternas toppar. Det var därför svårt att veta om maxhalterna egentligen är de maximala halterna i bäckarna. Den 22 september valdes på grund av att det var under detta provtagningsstillfälle som de flesta avrinningsområden visade på höga halter samtidigt som detta var ett synoptiskt provtagningsstillfälle då sex platser provtogs. Källmossens och Gnällbäckens avrinningsområde exkluderades ur den linjära regressionen och PLS-modelleringen då dessa avrinningsområden var provtagna vid två respektive ett tillfälle (Tabell 4). Provtagningsstillfället för dessa bäckar sammanföll inte med den 22 september och det ansågs otroligt att två alternativt ett provtagningsstillfälle skulle ha sammanfallit med toppen i dessa bäckar.

Brandhårdheten var uppdelad i olika markanvändningskategorier kalhygge, öppen torvmark, skogsbeklädd torvmark och skogsmark för att utvärdera om markanvändningen kunde ha en påverkan på ytvattenhalterna. Markanvändningskategorierna togs fram genom att höjdmodellen över vegetationen kombinerades med jordartskartan. Indata över brandhårdheten var uppdelad i hela avrinningsområdet och bäcknära zoner där bäckfåran buffrats med 5, 15 och 100 m. Eftersom sjöarnas retention troligen haft en påverkan på de maximala halterna i bäckarna delades de bäcknära zonerna upp i två kategorier. De bäcknära zonerna bestod därmed av buffrade bäckar i hela avrinningsområdet och buffrade bäckar mellan provtagningsplatsen och utloppet för provtagningspunkens närmaste sjö (större än 1 ha). Om ett avrinningsområde har brunnit och detta gör att förhöjda halter följer med bäckvattnet till en sjö kan, beroende på sjöns retention, halterna planas ut alternativt fördröjas innan de når provtagningsplatsen nerströms.

Programvaran som användes för PLS-modelleringen var SIMCA från UMETRICS. Programmet autoskalade och transformerade indatan för optimal modellering. Målet med PLS-modelleringen var att undersöka om det fanns ett samband mellan markanvändning, brandhårdhet och vattenkemi. Brandhårdheten för olika markanvändning var det som antogs styra vattenkemin och därmed valdes brandhårdheten till X-variabler och vattenkemin till Y-variabler. En Y-variabel eller en grupp av kopplade Y-variabler så som baskatjoner modellerades. Modellen evaluerades genom att VIP-värden analyserades. Om X-variabler visade på VIP-värden



under 0.5 undersöktes om modellen förbättrades då dessa exkluderades genom att  $R^2X$  och  $Q^2X$ -värden granskades. PLS-modellens regressionskoefficienter och "weights" granskades för att undersöka om det fanns X-variabler med mycket brus som inte tillförde information till modellen. Variabler med låga regressionskoefficienter och låga "weights" exkluderades om det förbättrade modellen (högre  $Q^2X$ ,  $R^2X$ ).

### 3.15 LINJÄR REGRESSION

Linjär regression kan användas för att utvärdera om det finns ett funktionellt samband mellan variabler (Grandin, 2005). En förutsättning för att erhålla korrekta värden från den linjära regressionen är att y-variabelns varians är lika stor för alla x-värden. Avståndet mellan uppmätta värden och regressionslinje kallas för residual. Ett residualdiagram visar regressionsekvationens Y-värden på X-axeln och residualerna på Y-axeln. Om punkterna i residualdiagrammet visar på ett mönster är det inte möjligt att erhålla korrekta resultat från en linjär regression. För att den linjära regressionen ska bli korrekt krävs slumpmässigt fördelade residualer längs hela X-axeln (homoscedasticitet). Följande krav ska vara uppfyllda för att erhålla en giltig linjär regression baserad på minsta kvadratmetoden:

1. Ett linjärt samband mellan en oberoende, x-variabel, och beroende y-variabel måste finnas. Sambandet måste vara funktionellt eller ett orsakssamband.
2. Alla teoretiska populationer på y-axeln tillhörande stickprov på x-axeln måste vara normalfördelade.
3. Variansen måste uppvisa homoscedasticitet.
4. Den oberoende X-variabeln får inte ingå i den beroende Y-variabeln.
5. Den oberoende variabeln får inte vara en stokastisk variabel. Kravet måste inte uppfyllas utan det räcker att veta att mätosäkerheten hos X-variabeln är lite i jämförelse med variationen hos Y-variabeln.

## 4 RESULTAT

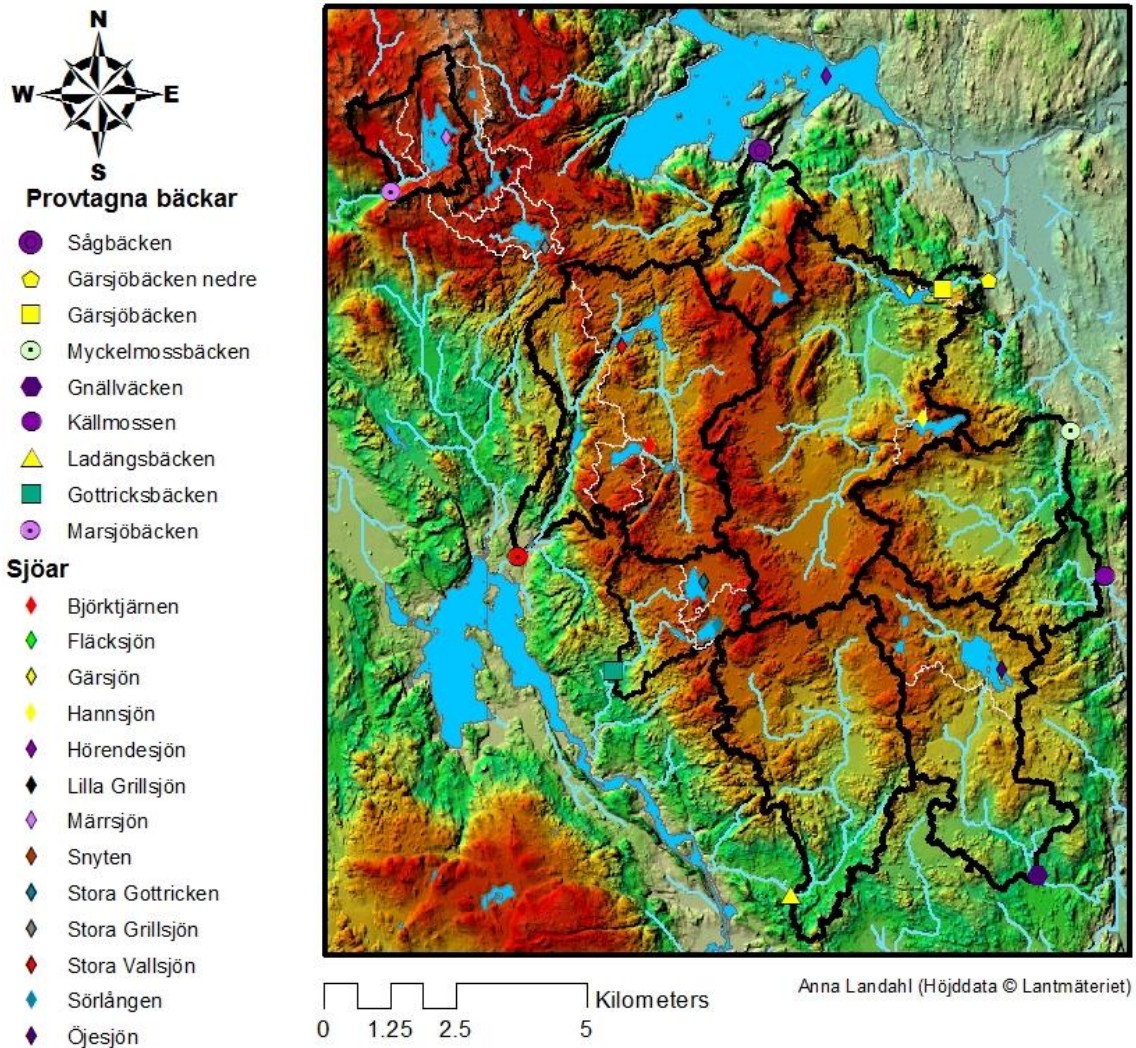
### 4.1 AVRINNINGSSOMRÅDEN OCH RETENTION

I det branddrabbade området provtogs nio bäckar och tio sjöar och ett avrinningsområde togs fram för vardera provtagningsplats (Figur 10). Gärsjöbäckens och Gärsjöns avrinningsområden var de största i det branddrabbade området (Figur 10). Märrensjöbäckens avrinningsområde är litet i förhållande till sjöns area (Figur 10). Avrinningsområden för de provtagna vattendragen och sjöarna gjordes för att ha möjlighet att undersöka brandhårdhetens påverkan på vattenkemin. Framtagna avrinningsområden möjliggjorde också beräkningar av sjöarnas retentionstid och näringsretention.

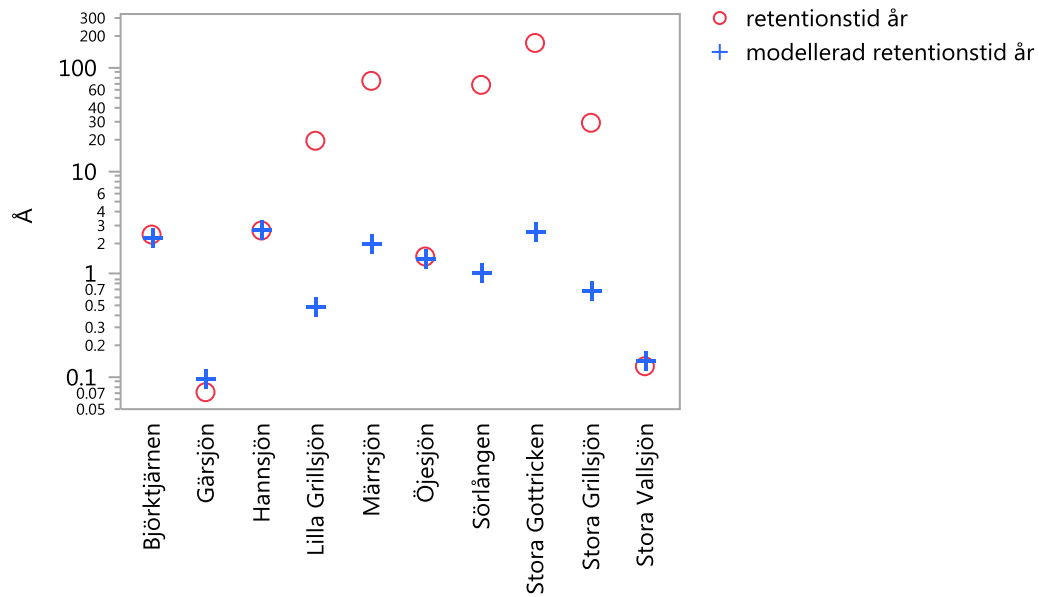
Sjöarnas retentionstid (Figur 11) uppskattades utifrån ekvation 3 och 4. I vissa fall var retentionstiden osannolikt lång (Figur 11) och därför undersöktes samband mellan retentionstiden och kvoten mellan sjön och dess avrinningsområde. En linjär regression gjordes där sjöar vars avrinningsområde var mindre än 1 % av SMHIs avrinningsområde (Figur 12) exkluderades. Regressionen resulterade i ett  $r^2$ -värde på 0,997. Modellerade retentionstider var betydligt kortare än retentionstider baserade på omräknade flöden, för de avrinningsområden den linjära regressionen inte var baserad på (Figur 11). Den största skillnaden i modellerad retentionstid och

retentionstid endast baserade på omberäknade flöden ses i Stora Gottricken. Den modellerade retentionstiden var 2,55 år och retentionstiden baserad på omberäknade flöden var 170 år (Figur 11).

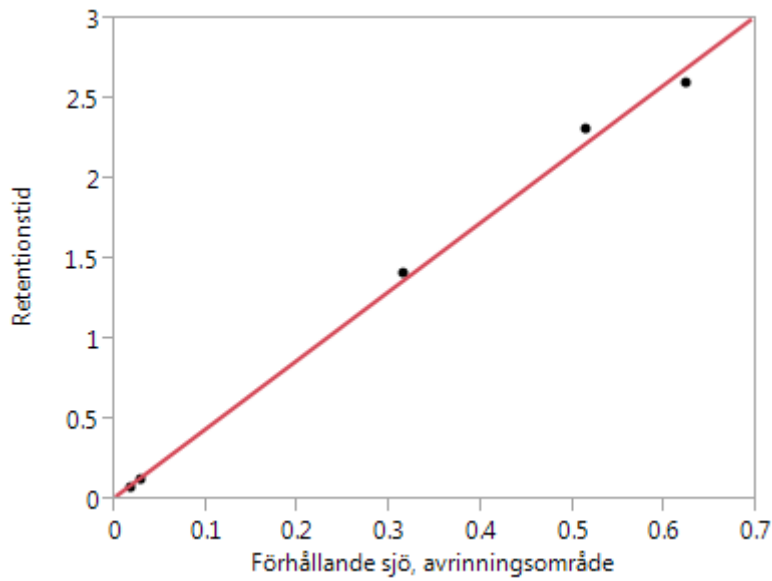
Teoretisk kväve- och fosforretention (Figur 13; Figur 14) beräknades utifrån sjöarnas utbytestid både baserat på modellerade värden från resultat för den linjära regressionen (Figur 12) och på omräknade värden från SMHIs avrinningsområden till sjöarnas avrinningsområden (Figur 11). Generellt var kväveretentionen högre än fosforretentionen. Fosforretentionen visade på större variation än kväveretentionen mellan modellerad och baserad endast på omberäknade flöden (Figur 13; Figur 14).



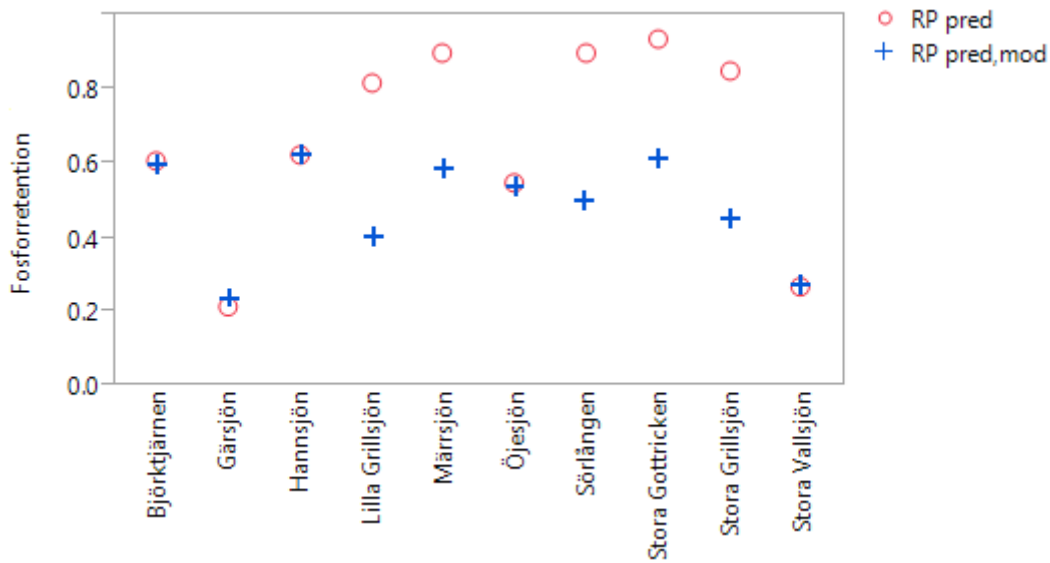
**Figur 10** De provtagna bäckarnas (svarta polygoner) och sjöarnas (grå polygoner) avrinningsområden. Bakgrunden är baserad på en höjddmodell från lantmäteriet.



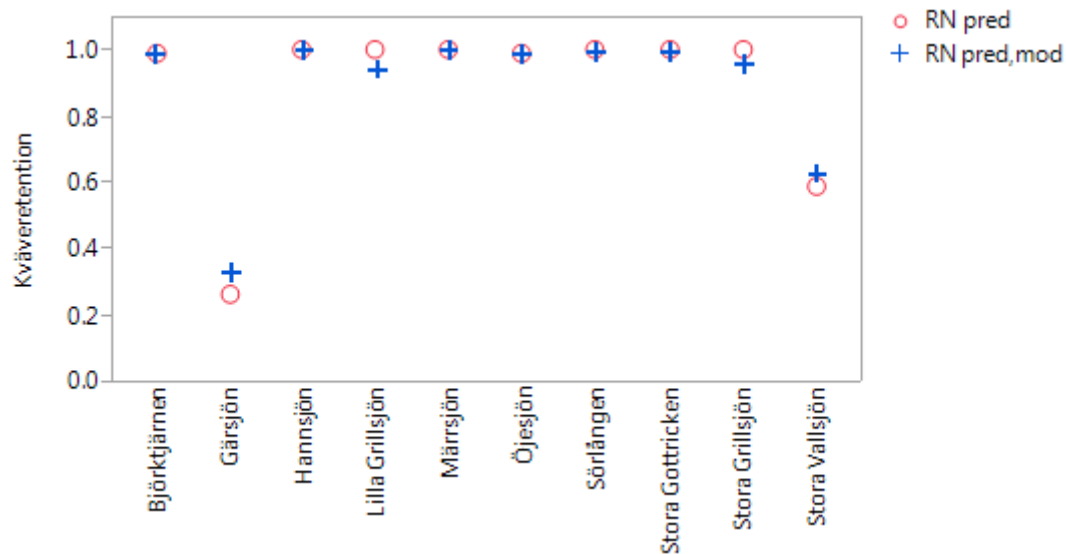
Figur 11 Sjöarnas retentionstider de röda cirklarna visar retentionstiden som är baserad på flöden modellerade med S-HYPE och omräknade från SMHIs avrinningsområden till avrinningsområden i Figur 10. Blå kors visar på retentionstider från den linjära regressionen.



Figur 12 Regression av förhållandet mellan sjövolym och dess avrinningsområde (Figur 10). Regressionen har normalfördelade residualer enligt Shapiro-Wilk W test och ett  $r^2$ -värde =0,997.



Figur 13 Fosforretention i brandområdets sjöar. Den predikerade retentionen som beskrivs med röda ringar visar på fosforretention utan resultat från den linjära regressionen för sjöarnas retentionstid (Figur 12). De blå korsen visar den predikerade fosforretentionen baserad på resultat från den linjära regressionen (Figur 12).

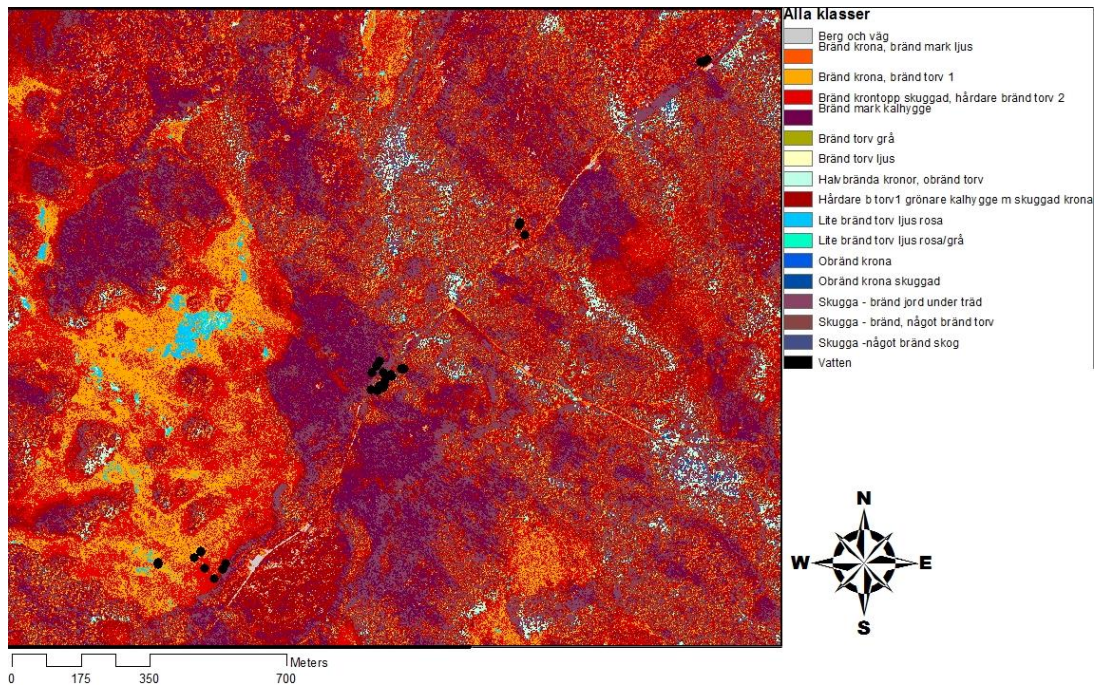


Figur 14 Predikerad kväveretention i sjöar innanför brandområdet. Röda ringar beskriver retentionen baserad på sjöarnas utbyttestid där inga korrekationer har gjort för långa utbyttestider. Blå kors visar på kväveretentionen baserad på resultat från modellerade värden över utbyttestiden (Figur 12).

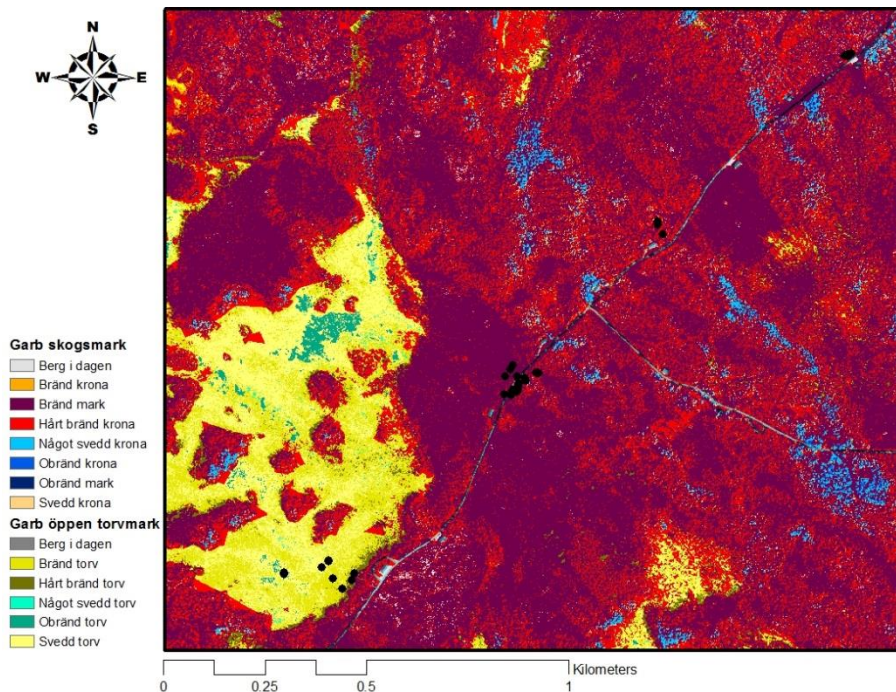
## 4.2 BRANDHÅRDHET

Bildanalysen resulterade i 17 klasser utan distinktion mellan olika typer av markanvändning (Figur 15). Efter valideringen summerades klasser och markanvändningen öppen torvmark och skogsmark differenserades genom användning av höjdmodellen över vegetationen (tabell 15, Bilaga 2). Valideringen resulterade därmed i ett färre antal tydliga klasser (Figur 16). Markanvändningen särskiljdes ytterligare för områden med skogsbeklädd torv och avverkade områden. Totalt delades analysen över brandhårdheten i avrinningsområden upp i fyra olika markanvändningskategorier öppen torvmark, skogsbeklädd torv, hygge och skogsmark (Figur 17). I Gärsjöbackens och Myckelmossbackens avrinningsområde fanns stora

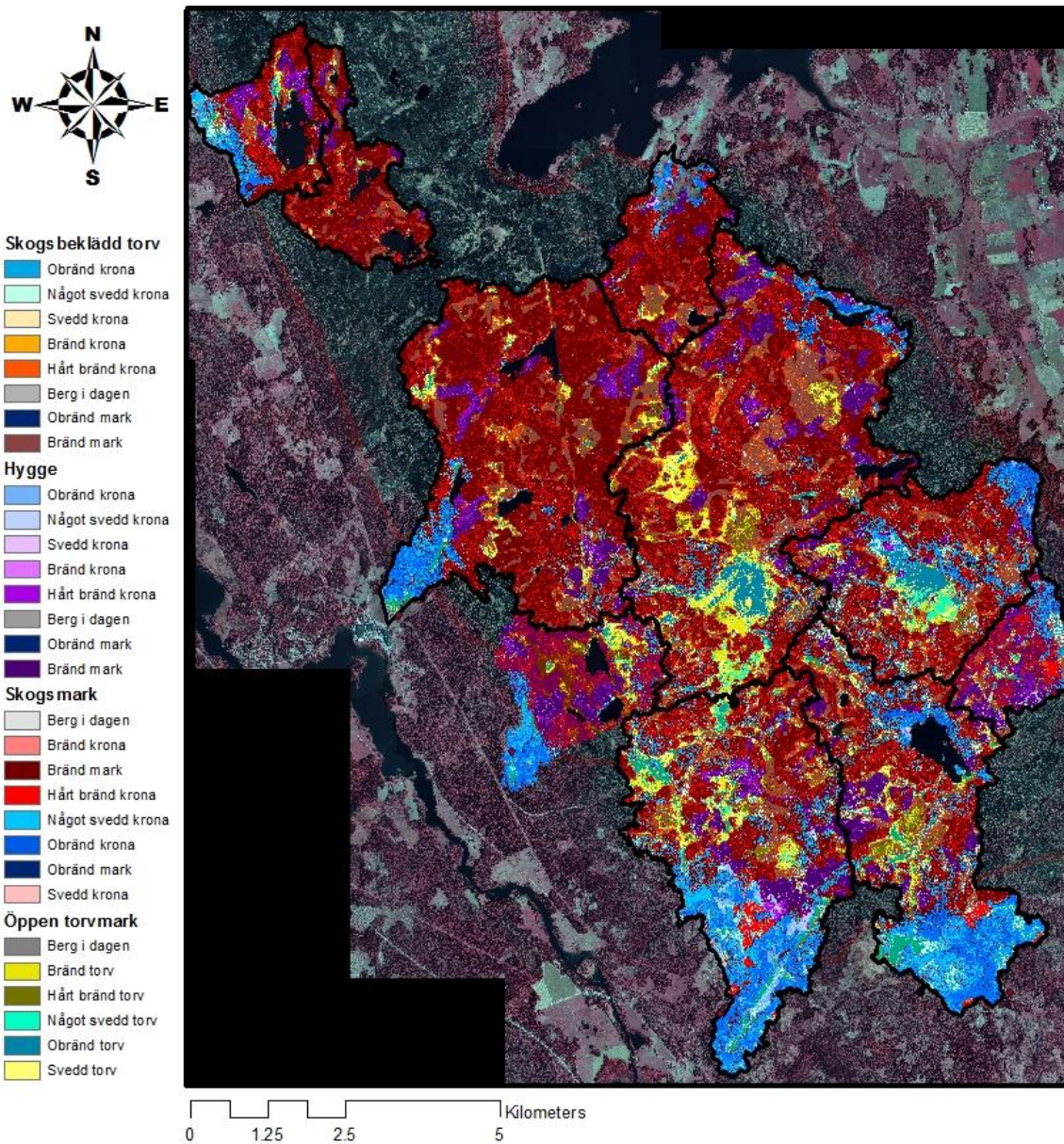
torvmarker som enligt bildanalysen till stor del förblev obrända (blågröna områden; Figur 17; Figur 18). Det var en tydlig gräns mellan bränt och obränt i avrinningsområden med provtagningsplatser utanför brandområdet (Figur 17).



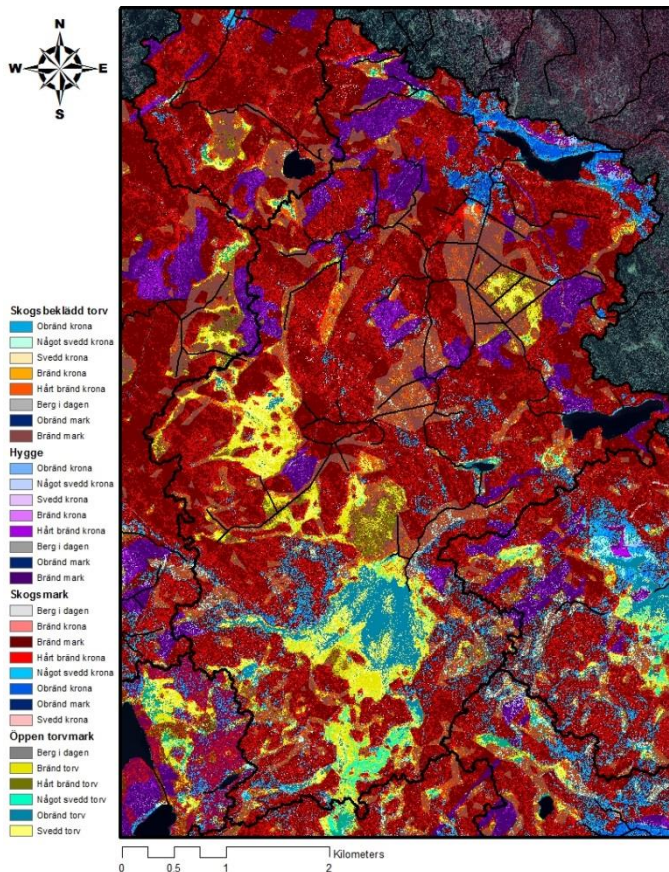
Figur 15 Brandhårdhet i Gärsjöbäckens avrinningsområde med 17 klasser innan validering. Svarta punkter i kartan visar på valideringskoordinater. Till vänster i kartan ligger en större torvmark.



Figur 16 karta över samma plats i Gärsjöbäckens avrinningsområde som i Figur 15 men med validerade klasser. Den öppna torvmarken är framtagen med vegetationshöjdmodellen.

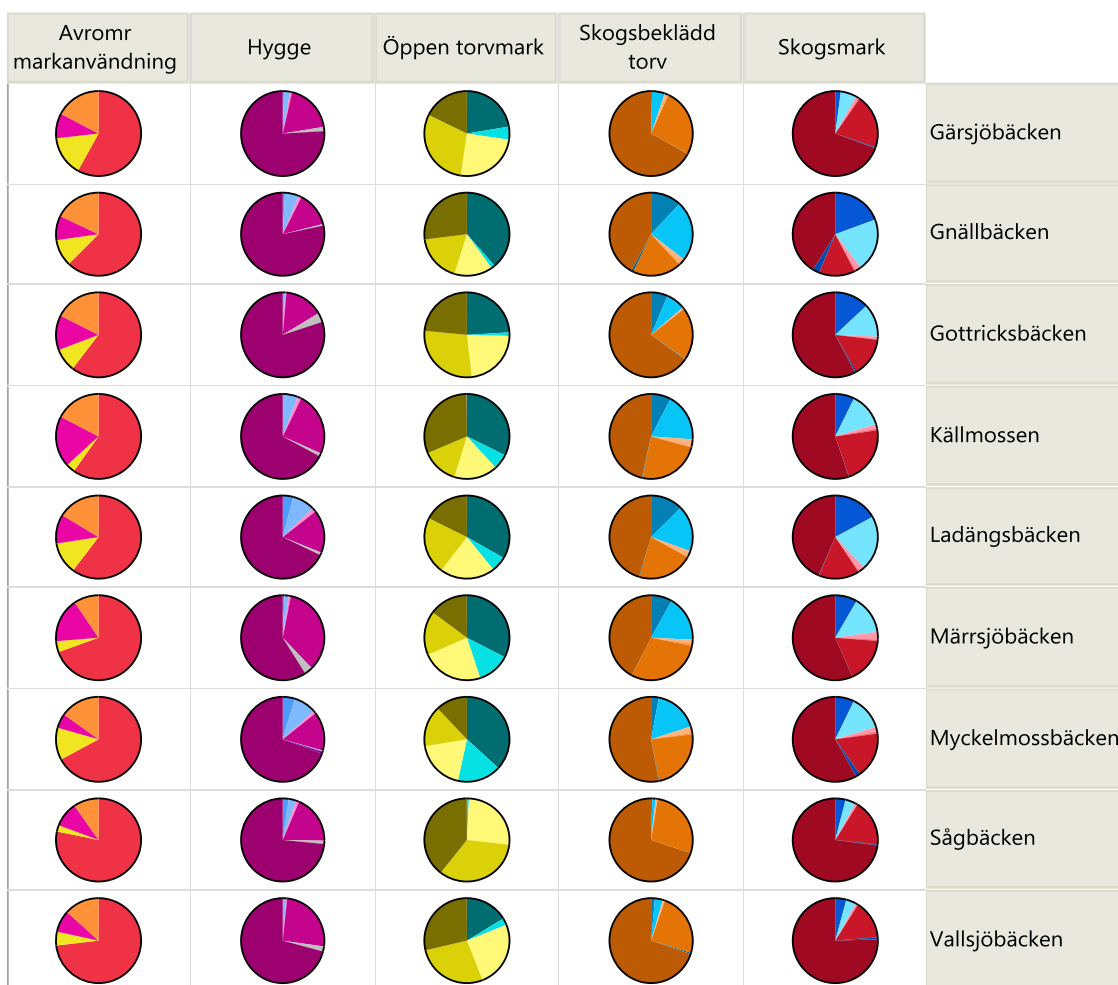


Figur 17 Brandområdets avrinningsområden med validerad klassning uppdelad i fyra olika typer av markanvändning.



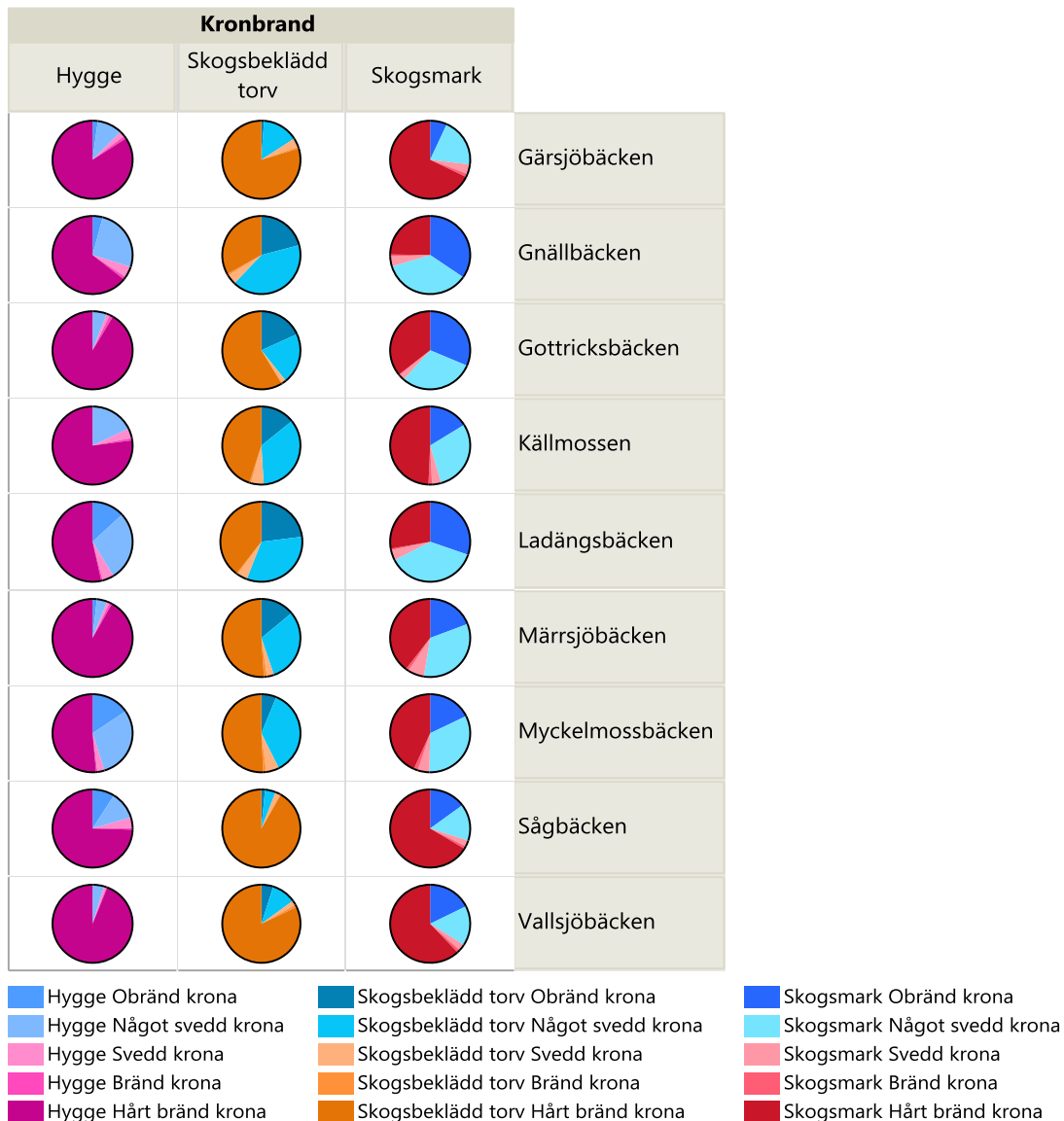
**Figur 18** Gärnsjöbäckens avrinningsområde med totala uppdelningen i torvmark, skogsbeklädd torv (baserade på framtagen höjdmödel över vegetationen och SGUs jordartskarta) Hygge och skogsmark.

Den dominerande markanvändningen i samtliga avrinningsområden var Skogsmark (Figur 19). Andelen öppen torvmark varierade och högst andel fanns i Gärnsjöbäckens avrinningsområde (Figur 19). I ett hårt bränt område förbrändes trädkronorna och därmed blev markytan mer synlig i ortofotot. Andelen bränd mark gav en indikation på hårt brända områden (Figur 19; Figur 18). Avverkade områden separerades från skogsmarken vilket minimerade öppna markytor innan branden i områden med skogsmark och skogsbeklädd torv. Skogsmarken i Vallsjöbäcken, sågbäcken och Gärnsjöbäcken hade högst andel bränd mark och hårt brända kronor (Figur 19; Figur 20). I dessa avrinningsområden hade även den skogsbeklädda torven brunnit hårt vilket både andelen bränd mark (Figur 19) och kronbrandhårdheten visade (Figur 20). Den skogsbeklädda torven hade även brunnit hårt i Gottricksbäcken men i detta avrinningsområde indikerar andelen bränd mark på hårdare brand än andelen brända kronor. Torvmarken hade brunnit hårdast i Sågbäcken där stor andel visade på hårt bränd torv och mycket liten andel representeras som obränd torvmark detta avrinningsområde hade lägst andel öppen torvmark (Figur 19). Kronbranden i avverkade områden avvek något från hur brandhårdheten av kronorna visades för skogsbeklädd torv och skogsmark. Högst andel hårt brända kronor i avverkade områden återfanns i sågbäcken men också i Gottricksbäcken. Utvärderingen av brandhårdheten användes för att utreda hur de vattenkemiska effekterna berott av avrinningsområdets brandhårdhet (avsnitt 4.5).



**Figur 19** Brandhårdheten i vattendragens avrinningsområden uppdelat efter markanvändning (hyggen, öppen torvmark, skogsbeklädd torv och skogsmark). Cirkeldiagram till vänster visar markanvändningens uppdelning i avrinningsområdet (avromr).





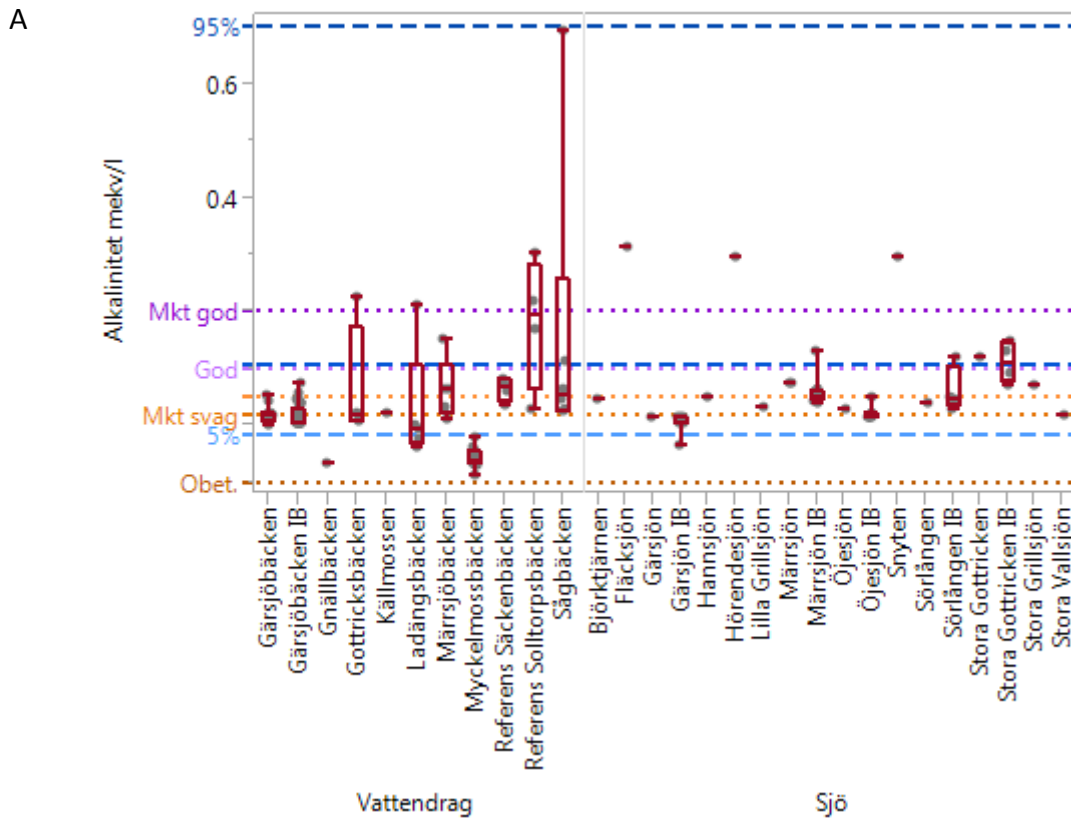
**Figur 20 Kronbrand i vattendragens avrinningsområde. Cirkeldiagrammen visar andelen bränd krona inom markanvändningen. Markanvändningens andel i avrinningsområdet visas i figur 14.**

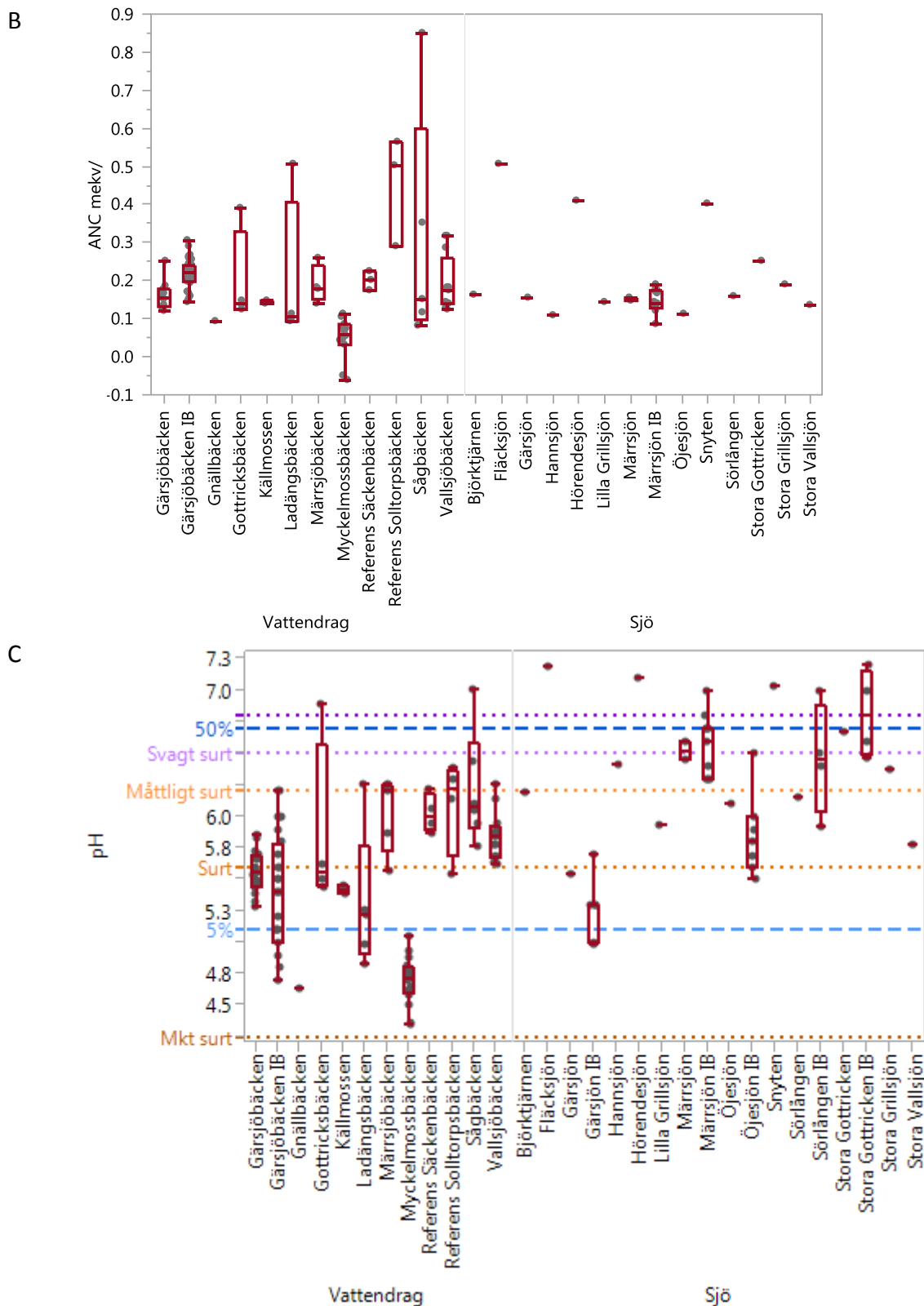
### 4.3 VATTENKEMI EFTER BRANDEN

Totalt provtogs nio bäckar med två provtagningspunkter i Gärsjöbäcken (Gärsjöbäcken och Gärsjöbäcken nedre) samt 10 sjöar som provtogs en gång under hösten 2014 (28 oktober). Halterna i de två provtagningsplatserna i Gärsjöbäcken efter branden var mycket lika även då mätningarna gjordes vid samma tillfälle. Provtagningsplatserna slogs därför samman till Gärsjöbäcken. Halterna i bäcken innan branden undersöktes för att se om det var stora variationer (Bilaga 3). Det fanns dock inga mätningar gjorda vid samma tidpunkt för de båda platserna.

Bäckarna och sjöarna visade på relativt stor spridning rörande pH (Figur 21). I Myckelmossbäcken och Gnällbäcken återfanns lägsta alkalinitets (-0,038 respektive -0,066) och pH-värden (4,35 respektive 4,63) vilka understeg de 5 % lägsta halterna i det Svenska omdrevsprogrammet (Figur 21). I Myckelmossbäcken återfanns även mycket låga ANC-värden (Figur 21). I Gärsjöbäcken ha ANC minskat efter branden

(Figur 21). Sjöarna hade generellt sett högre pH halter än bäckarna i området. Alkalinitetens medianvärden har ökat något i Märrsjön (Figur 21). Provtagningsstillfället i Gärsjön och Gnällbäcken var tillsammans med medianhalter i fem bäckar i området enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder mycket sura (Figur 21). Alkaliniteten visade på stor variation i bäckarna och i Sågbäcken visade ett provtagningsstillfälle på mycket god buffertkapacitet men var endast baserad på en provtagningspunkt av fyra (Figur 21). Vid ett annat provtagningsstillfälle i Sågbäcken gränsade halterna till extremt svag buffertkapacitet (Figur 21). Medianen i Sågbäcken visade på mycket svag buffertkapacitet och var baserad på fyra provtagningsstillfällen. Tre sjöar (Fläcksjön, Hörendesjön och snyten) visade på mycket god buffertkapacitet (Figur 21). Dessa sjöar var belägna utanför brandområdet och var de sjöarna med störst volym (Tabell 4). Medianhalterna för de två referensbäckarna indikerade sura förhållanden där Säckbäcken visade på svag buffertkapacitet och Soltorpsbäcken visade på god buffertkapacitet (Figur 21).





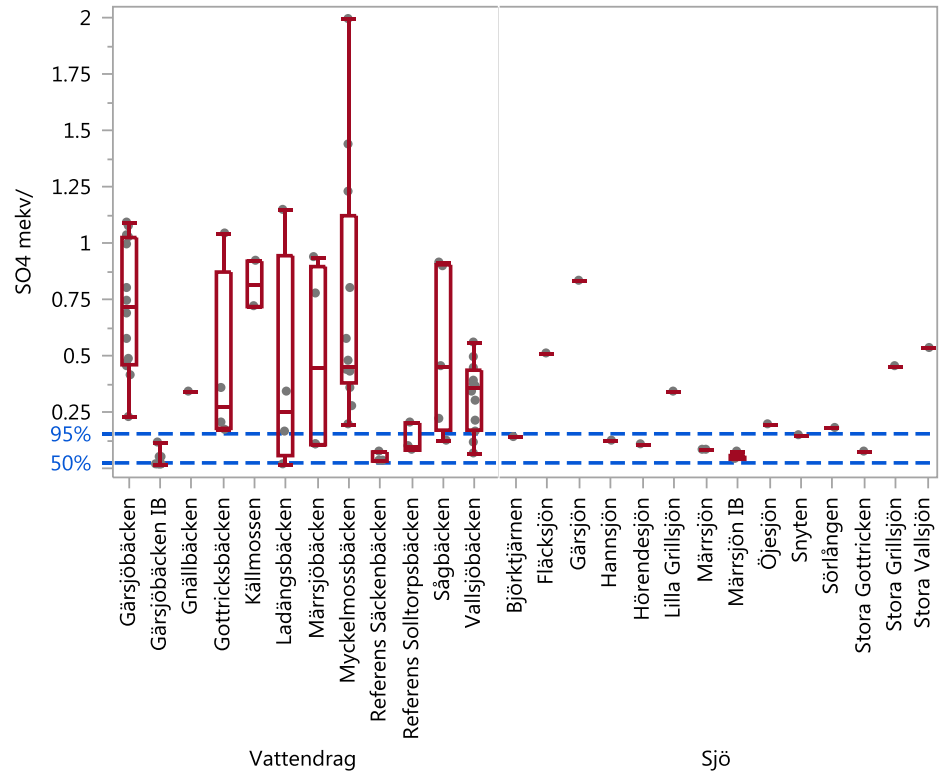
Figur 21 ABC Alkaliniteten (21A), ANC (21B) och pH (21C) i provtagna bäckar och sjöar. En punkt i graferna representerar ett provtagningstillfälle. I Gärsjöbäcken, Märnsjön, Sörlången och Stora Gottricken hade mätningar gjorts av alkalinitet och pH under ett flertal år innan branden, i grafen visas halter tre år innan branden, vilka är markerade med IB. Halterna efter branden är baserade på mätningar gjorda mellan den 21 augusti 2014 och 16 april 2015. Brunorange-lila smått streckade linjer visar på Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder. För alkalinitetens buffertkapacitet går den femskaliga klassificeringen från obetydlig buffertkapacitet (Obet) till mycket god buffertkapacitet

(Mkt god). Den femskaliga klassningen rörande pH går från mycket surt (Mkt surt) till nära neutralt men då samtliga halter ligger under detta värde visas haltgränsen inte i grafen. De blå streckade linjerna representerar halter för 5, 50 och 95 percentilen av det svenska miljöövervakningsprogrammet år 2007-2012 (Fölster et al., 2014).

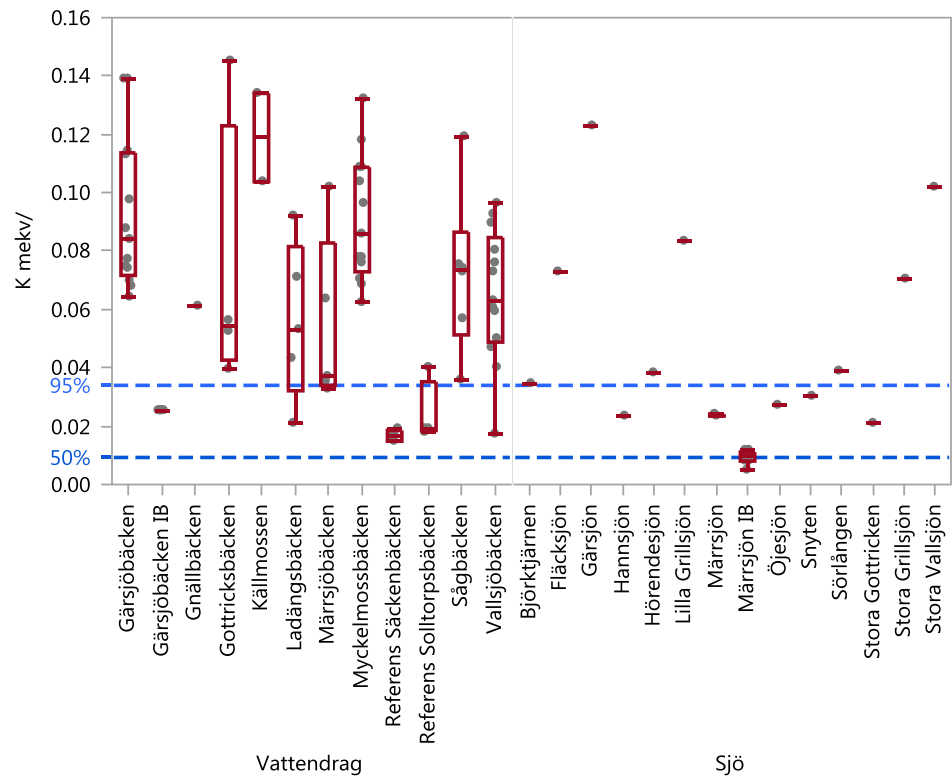
ANC sjönk i Gärsjöbäcken (Figur 23) efter branden och i bäcken ökade halterna av sulfat och kalium markant med nio respektive fyra procent (Figur 22). Sulfathalterna har ökat även i Märresjön men ökningen var betydligt mindre än den som observerades i Gärsjöbäcken (Figur 22). I övriga provtagna sjöar och vattendrag fanns också höga sulfat- och kaliumhalter (Figur 22). Det var tydligt att sulfat varit den dominerande anjonen och att kalium och magnesium var de baskatjoner med störst påverkan för flest bäckar och vattendrag (Figur 22). Bäckarna inom brandområdet hade en liknande påverkan av sulfat med toppar kring 1 mekv/l där Ladängsbäcken visar på störst variation (Figur 22). Även sjöarna hade höga sulfathalter och här hade inte sjöstorleken en lika stor påverkan (Figur 22; Tabell 4). Kloridhalterna kunde vara något förhöjda men det var endast i Myckelmossbäcken som halterna översteg de högsta 95 % från omdrevsprogrammet (Figur 46). Kalciumhalterna var även de högst i Myckelmossbäcken och i övrigt återfanns de generellt mellan medianhalterna och de högsta 5 % från omdrevsprogrammet (Figur 46). Kalcium och Magnesium var de dominerande halterna av baskatjoner och Magnesium avvek i större grad från det svenska omdrevsprogrammet (Figur 22). Högst magnesiumhalter återfanns i Myckelmossbäcken. Kalium var som tidigare nämnts den baskatjonen med högst halt i förhållande till det svenska omdrevsprogrammet (Figur 22). Natrium var den baskatjon med minst avvikelse från det svenska omdrevsprogrammet (Figur 46).

Tidserier i Vallsjöbäcken visade att strax efter branden ökade ANC men i slutet på oktober ökade sulfathalterna och ANC-värdet gick ner (Figur 22). I Myckelmossbäcken inträffade sulfattoppen tidigare vilket orsakade en tidigare sänkning av ANC. Efter sulfattoppen har ANC ökat men i Myckelmossbäcken är ANC lägre än de första mätningarna efter branden.

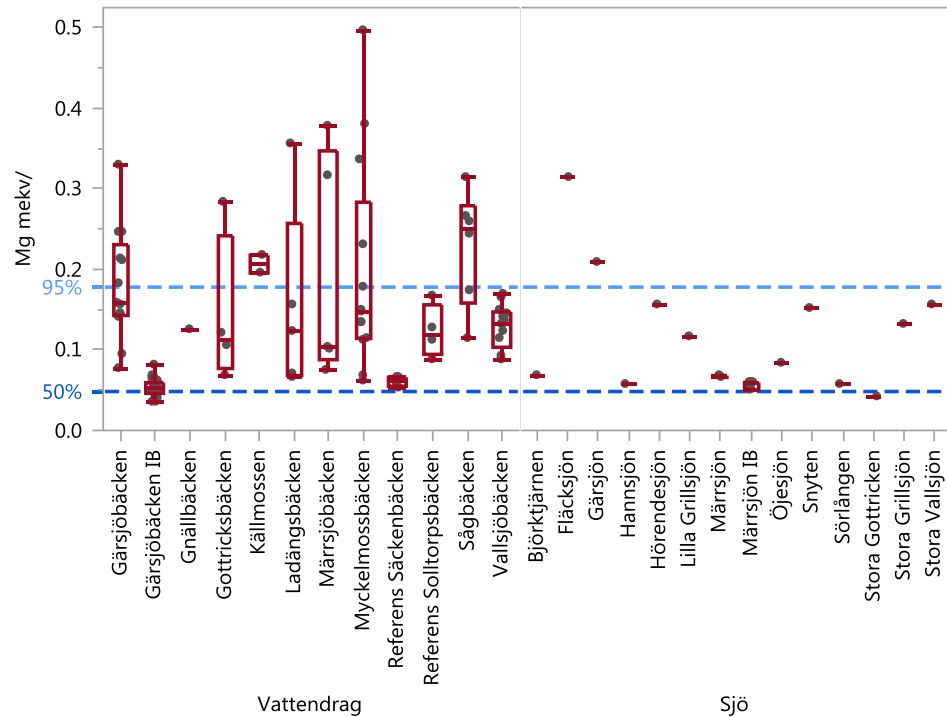
D



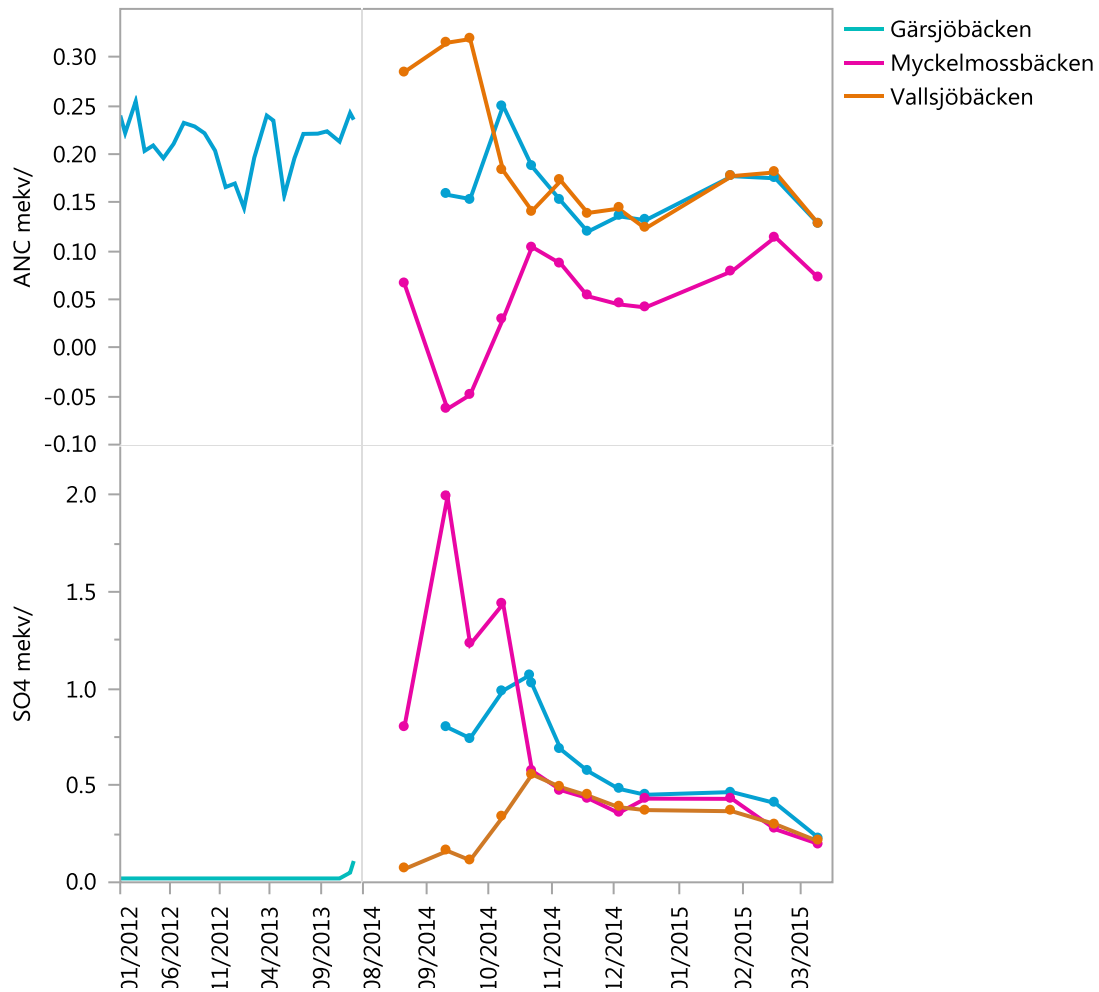
E



F



Figur 22 DEF Halter av Sulfat (D), Kalium (E) och Magnesium (F) i provtagna vattendrag och sjöar. Övriga An- och baskatjoner i vattendrag och sjöar efter branden från 21/8 – 16/4 återfinns i bilaga 4. Vattendragen provtogs enligt Tabell 4 och sjöarna provtogs den 28 oktober 2014. Blå markeringar visar på resultatet från det svenska omdrevsprogrammet 2007-2012 (Fölster et al., 2014).



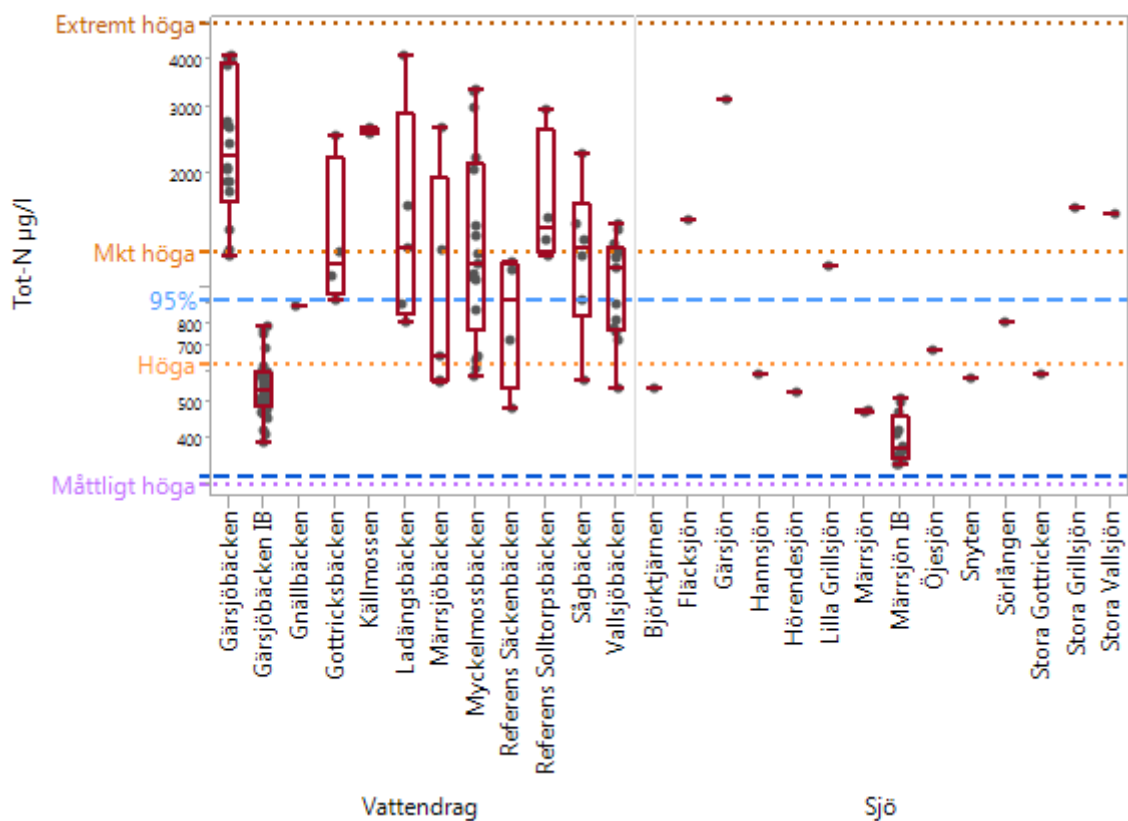
**Figur 23** Tidsserier av ANC och SO<sub>4</sub> i Gärsjöbäcken, Myckelmossbäcken och Vallsjöbäcken efter branden. Innan branden visas mätningar i Gärsjöbäcken. Sista mätningen innan branden i Gärsjöbäcken var i december 2013.

Den största skillnaden i vattenkemin innan och efter branden var ökningen av ammoniumkväve. Medianhalterna var 79 gånger högre efter branden i Gärsjöbäcken (Figur 24). De maximala halterna före och efter branden var 46 gånger högre (Figur 26). Även nitratkvävehalterna har ökat markant i Gärsjöbäcken (Figur 24; Figur 26). I Märssjöbäcken har också ammoniumkvävehalterna ökat men betydligt mindre drastiskt än i Gärsjöbäcken (Figur 24). Medianhalterna av totalfosfor har ökat i både Märssjön och Gärsjöbäcken och skillnaden mellan sjö och bäck är inte lika stora som för ammoniumkväve och sulfat (Figur 24).

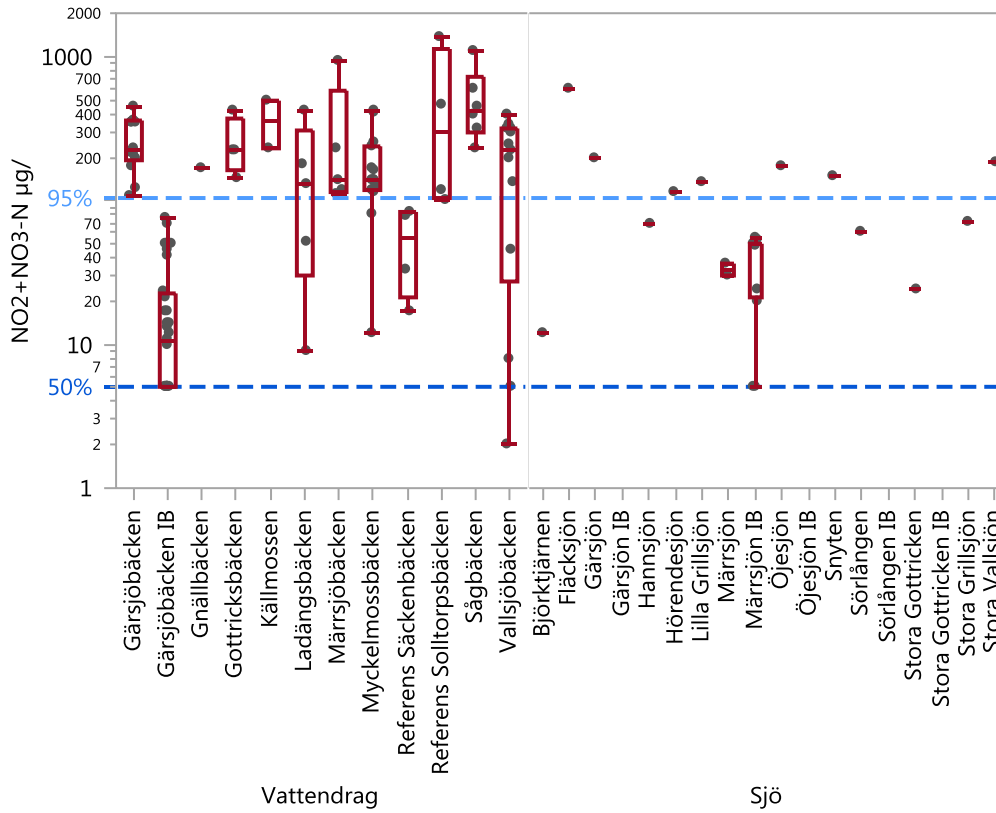
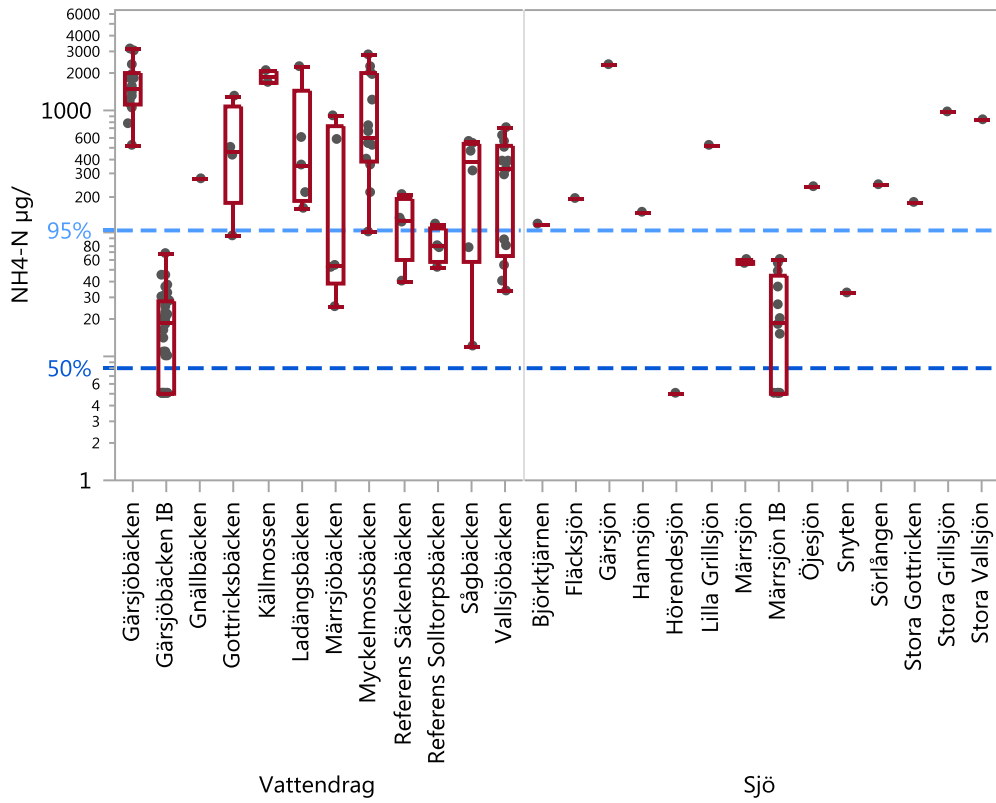
Flera bäckar visade på höga halter av Totalkväve, ammoniumkväve och Nitratkväve (Figur 24). Enligt bedömningsgrunderna indikerade de flesta bäckarnas maxhalter och fyra av sjöarnas halter på mycket höga halter Totalkväve (Figur 24). Variationen mellan sjöarna är större än bäckarnas variation gällande Totalkväve och ammoniumkväve. De högsta totalkvävehalterna återfinns i Gärsjöbäcken, Ladängsbäcken samt Gärsjön (Figur 24). Referensbäcken Soltorpsbäcken hade liknande halter och i vissa fall högre Totalkvävehalter än bäckarna inom brandområdet. Bäckens ammoniumkvävehalter var

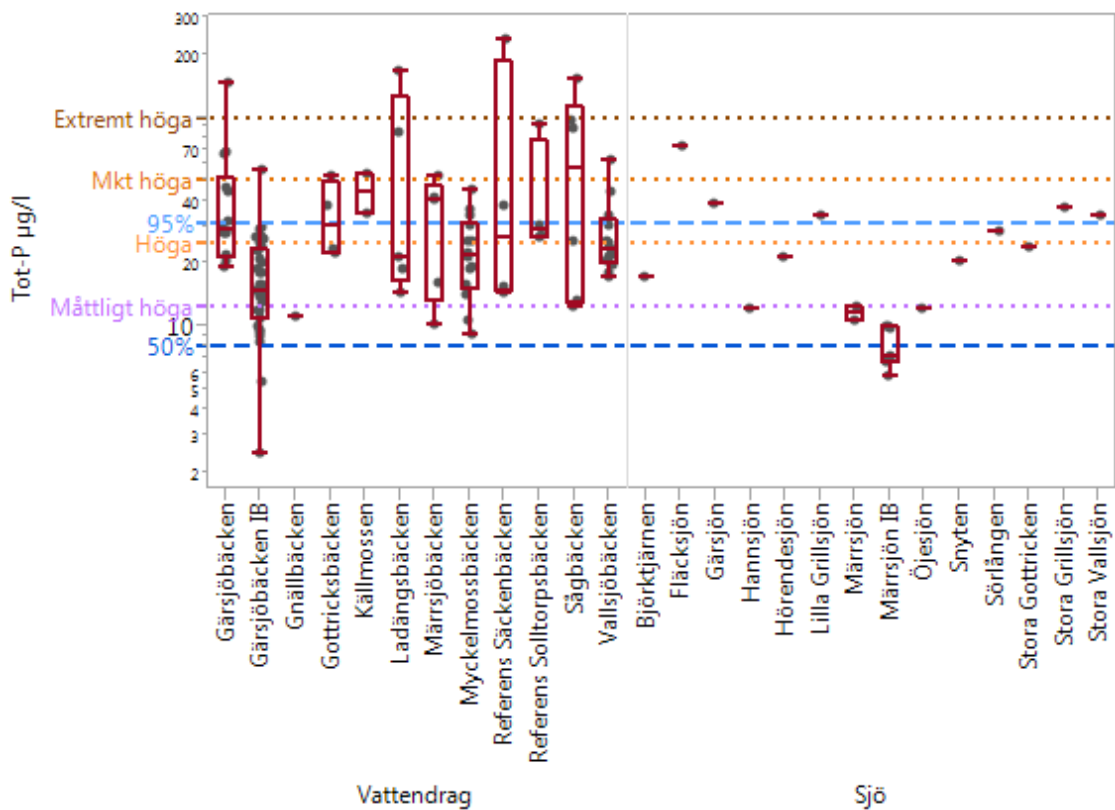
däremot generellt lägre än bäckarna inom brandområdet (Figur 24). Inom brandområdet översteg samtliga bäckars medianhalter och flera av sjöarnas ammoniumkväve- och nitratkvävehalter de högsta 5 % i det svenska omdrevsprogrammet. I Myckelmossbäcken inträffade ammoniumkväve-toppen tidigt och när halterna sjönk ökade halterna av nitratkväve. Detta inträffade dock inte i Gärsjöbäcken eller i Vallsjöbäcken. I Gärsjöbäcken var nitratkvävehalterna högre direkt efterbranden före de högsta halterna av ammoniumkväve (Figur 26).

Maxhalterna av totalfosfor i tre bäckar inom brandområdet och en referensbäck (Gärsjöbäcken, Ladängsbäcken, Sägbacken och Säckenbäcken) visade på extremt höga halter (Figur 24). De flesta bäckarna hade medianhalter av totalfosfor som enligt bedömningsgrunderna indikerade höga halter (Figur 24). Från framberäknad N/P-kvot visade åtta av tio sjöar på kväve överskott och två (Sörlången och Stora Gottricken) på balans mellan kväve och fosfor (Figur 25). En bäck och en större sjö (Sägbacken och Fläcksjön) visade på höga fosforhalter enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Tabell 6). Ett flertal sjöar och bäckar i området visade på en eutrof trofinivå enligt naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder (Tabell 6). Bedömningsgrunderna är inte anpassade till brända området men resultatet indikerade att totalfosforhalterna i dessa områden påverkat sjöarna och bäckarna.

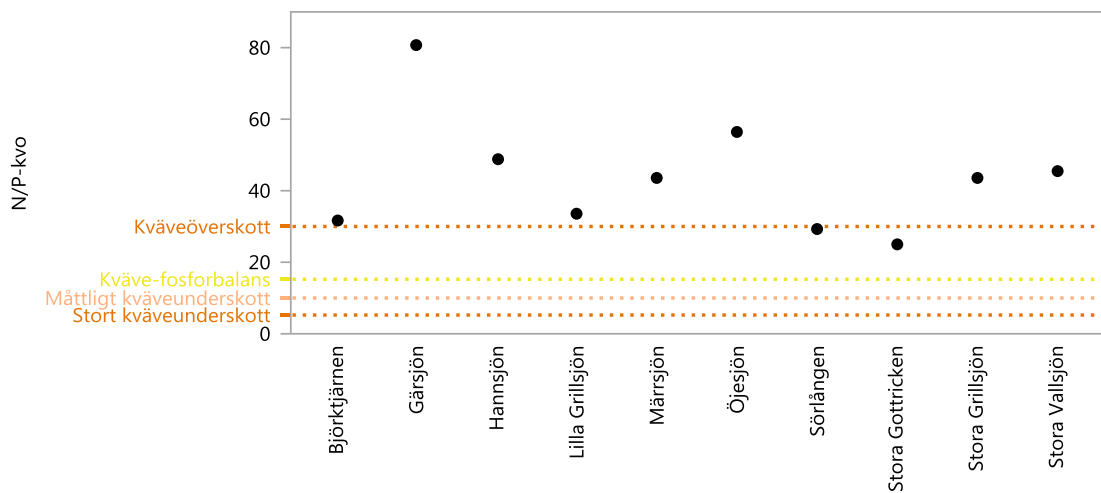




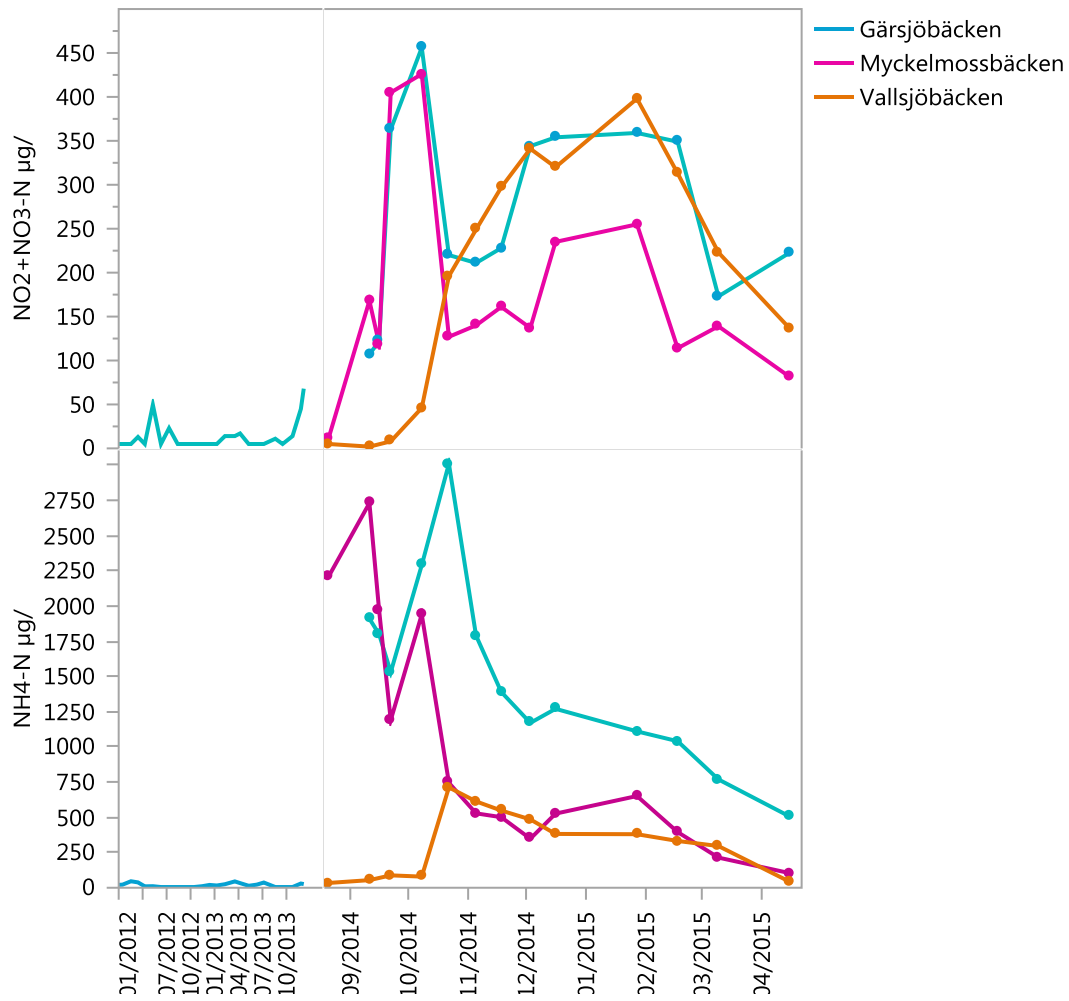




Figur 24 Näringsämnen i sjöar och vattendrag efter branden från 21 augusti till 16 april. Orangebruna-lila markeringar visar på naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder och blå markeringar visar på median och högsta 5 % av sjöarna som ingick i omdrevsprogrammet 2007-2012 (Fölster et al., 2014).



Figur 25 N/P-kvot i brandområdet sjöar. De orange-gula markeringarna visar på naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder.



Figur 26 Tidsserier över NH<sub>4</sub>-N och NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>-N i Gärsjöbäcken, Myckelmossbäcken och Vallsjöbäcken från den 21 augusti till 16 april. Innan branden visas provtagningar i Gärsjöbäcken fram till december 2013.

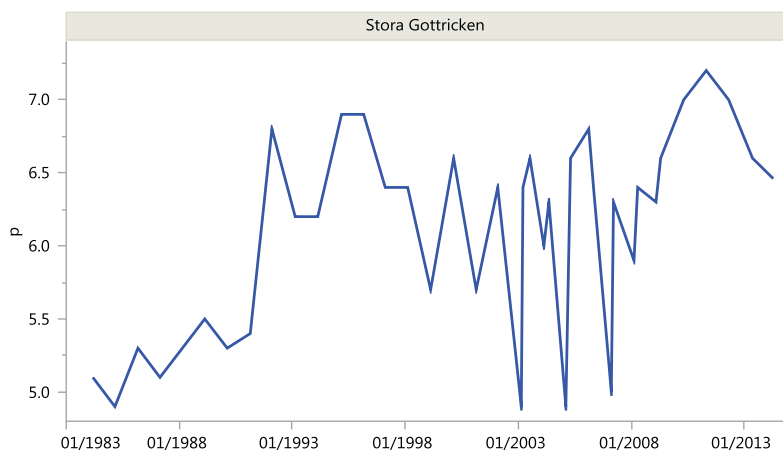
**Tabell 6 Bedömning av totalfosforhalternas trofinivå i områdets sjöar och vattendrag.**

Namn	Ytvatten	Medianhalt Tot-P µg/l	Trofinivå
Björktjätern	Sjö	17.4	Mesotrofi
Märrsjön	Sjö	11.7	Oligotrofi
Lilla Grillsjön	Sjö	34.1	Eutrofi
Stora Grillsjön	Sjö	37.3	Eutrofi
Stora Gottricken	Sjö	24.1	Mesotrofi
Hannsjön	Sjö	12.2	Oligotrofi
Öjesjön	Sjö	12.2	Oligotrofi
Sörlången	Sjö	28.3	Eutrofi
Hörendesjön	Sjö	21.3	Mesotrofi
Fläcksjön	Sjö	73.8	Eutrofi
Stora Vallsjön	Sjö	34.4	Eutrofi
Gärsjön	Sjö	39.0	Eutrofi
Snyten	Sjö	20.6	Mesotrofi
Gärsjöbäcken	Vattendrag	29.8	Eutrofi
Gnällbäcken	Vattendrag	11.3	Oligotrofi
Gottricksbäcken	Vattendrag	30.9	Eutrofi
Källmossen	Vattendrag	44.2	Eutrofi
Ladängsbäcken	Vattendrag	53.2	Eutrofi
Märrsjöbäcken	Vattendrag	28.6	Eutrofi
Myckelmossbäcken	Vattendrag	21.5	Mesotrofi
Sågbäcken	Vattendrag	89.0	Eutrofi
Vallsjöbäcken	Vattendrag	24.2	Mesotrofi
<b>Referensvattendrag</b>			
Soltorpsbäcken	Vattendrag	30.8	Eutrofi
Säckenbäcken	Vattendrag	37.6	Eutrofi

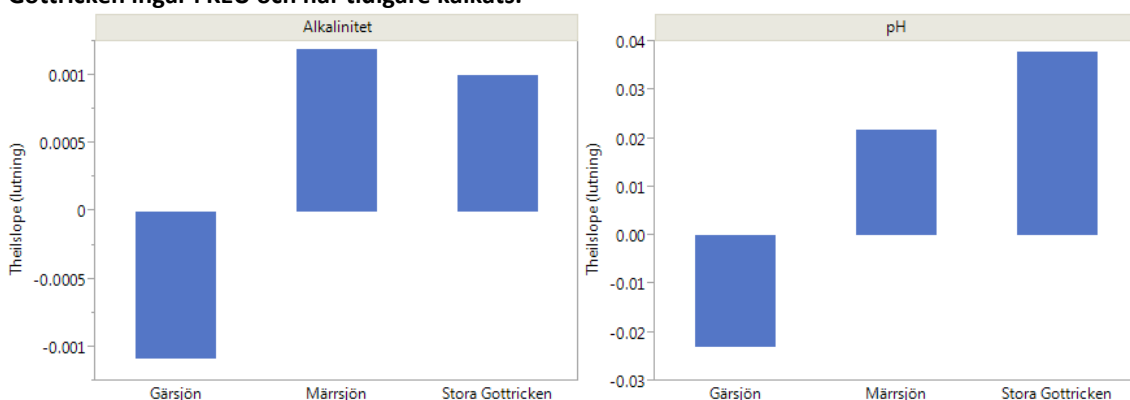
#### 4.4 VATTENKEMI FÖRE BRANDEN

Trendanalysen gjord på dataset innan branden visade på en ökande pH-trend i två sjöar inom brandområdet Stora Gottricken och Märrsjön (Figur 28). Stora Gottricken ingår KEU och är en kalkpåverkad sjö. Ökningen av pH var som störst i Stora Gottricken (Figur 27) där förändringen per tidsenhet var 0,038. Enligt Mann-Kendall testet har pH sjunkit i Gärsjön (kalkpåverkad) med en förändring på 0,023 per år. Alkaliniteten visar samma trend som pH med ökande buffertkapacitet i Märrsjön och Stora Gottricken och minskande buffertkapacitet i Gärsjön.

Två ytvatten inom brandområdet, Märrsjön och Gärsjöbäcken, kunde utvärderas i MAGIC-bibliotek. Gärsjöbäckens matchning visade på låg osäkerhet för samtliga parametrar. Märrsjöns matchning visade på låg osäkerhet för alla parameterar utom för avrinningen. Gärsjöbäcken matchades med Granmyrbäcken som hade en framräknad pH-förändring på -0.63 enheter vilket indikerade stor påverkan och otillfredsställande status. Spjutsjön, som Märrsjön matchades med hade en beräknad pH-förändring på 0.23 enheter sedan 1860 vilket visade på obetydlig försurningspåverkan och sjön hade klassificerats till god status.



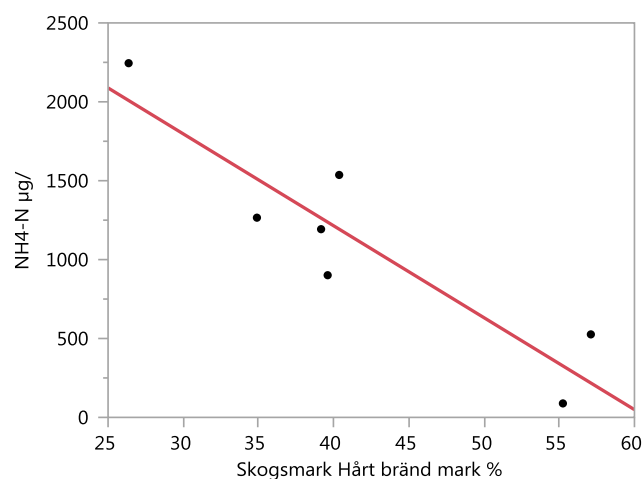
Figur 27 pH ökningen i Stora Gottricken från 1983 till 2014 trendens lutning visas i figur 5. Stora Gottricken ingår i KEU och har tidigare kalkats.



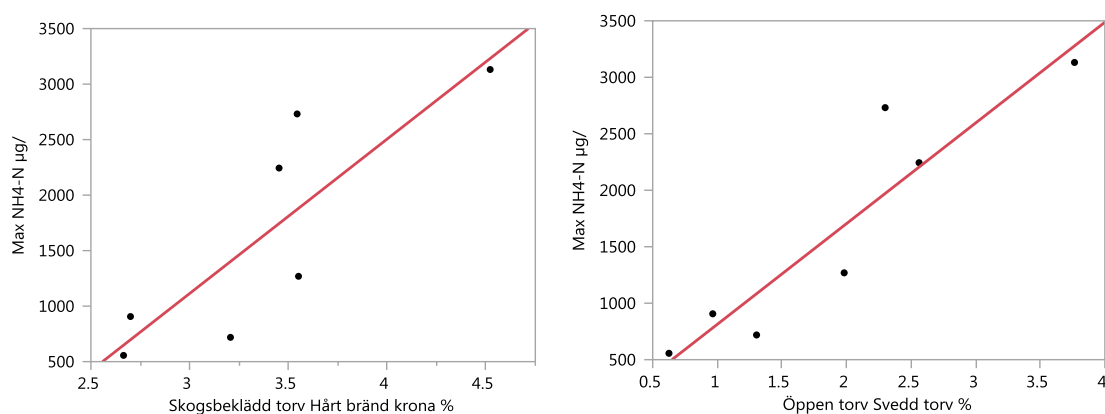
Figur 28 Signifikanta pH och alkalinitetstrender per år i Gärsjön, Märssjön och Stora Gottricken. Stora Gottricken och Gärsjön har tidigare kalkats.

#### 4.5 BRANDHÅRDHET OCH VATTENKEMI

Samband mellan brandhårdhet och vattenkemi undersöktes genom enkel linjär regression och PLS (Bilaga 1). Signifikanta linjära regressioner med högt  $r^2$ -värde indikerade att andelen hårt bränd mark i avrinningsområdets skogsmark korrelerade negativt med ammoniumkvävehalterna den 22 september med ett  $r^2$ -värde på 0,83 (Figur 29). Andelen hårt brända kronor i markanvändningskategorin skogsbeklädd torv i avrinningsområdet korrelerade positivt med maxhalterna av ammoniumkväve med ett  $r^2$ -värde på 0,7 (Figur 30). Det gjorde också andelen svedd torv i avrinningsområdets torvmark, regressionen hade ett  $r^2$ -värde på 0,85 (Figur 30). Regressionerna var baserade på provtagningsplatser med fyra eller fler utförda provtagningar. Fler signifikanta regressioner erhöles men då med betydligt lägre  $r^2$ -värde.



**Figur 29** Regression mellan  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentrationen den 22 september och andelen hårt bränd mark i avrinningsområdet. Regressionen var signifikant med ett  $r^2$ -värde på 0.83. Till höger signifikant regression



**Figur 30** Signifikanta regressioner mellan maxhalterna av  $\text{NH}_4\text{-N}$  och andelen hårt brända kronor i på skogsbeklädd torv (till vänster) samt andelen svedd torv i den öppna torvmarken i avrinningsområdet. Hårt brända kronor i skogsbeklädd torv korrelerar positivt med ett  $r^2$ -värde på 0.7 och svedd torv i öppen torvmark korrelerar positivt med ett  $r^2$ -värde på 0.85.

## 5 DISKUSSION

### 5.1 BRANDHÅRDHET

Brandhårdheten utvärderades genom fältbesök och områden klassificerades utifrån rotstorleken vilket generellt sammanföll väl med hårt brända kronor. Hårt brända områden såg svarta och förkolnade ut, vilket också stämde överens med kännetecken över hårt brända områden (Parsons et al., 2010). Ingen röd jord påträffades under fältobservationen vilket ytterligare hade indikerat ett hårt bränt område (Parsons et al., 2010). I den ovaliderade bildanalysen ingick fyra klasser av bränd mark men när dessa undersöktes i fält visade de inte på någon tydlig skillnad i jordbrandhårdhet (Tabell 7, Bilaga 2). Det kan berott på att de var framtagna ur skuggade områden som det var svårt att differentiera. Vidare bildanalys och fältundersökningar anses nödvändigt för att ha möjlighet att tydligare klassificera jordbranden. Framtagna klasser över jordbrandhårdheten summerades därav till en klass "bränd mark". I områden som brunnit med högre intensitet sammanföll kronornas brandhårdhet väl med jordbrandens hårdhet. Bortsett från de öppna torvmarkerna var krontätheten

generellt hög i området. Den höga brandintensiteten och bränsleförbrukningen skapade mycket höga temperaturer vilket antas förbränt jorden hårt vid dessa platser. Detta stöds av att det ofta finns ett samband mellan höga jordtemperaturer och hög bränsleförbrukning och i skogsområden med hög krontäthet ökar sannolikheten för hård jordbrand (Parsons et al., 2010). I områden som brann med lägre intensitet överensstämde inte kronbranden med jordbranden i samma utsträckning och tidigare studier har visat att kronornas förbränning inte alltid indikerar jordbrandhårdheten (Parsons et al., 2010). Vid analyser av hur brandhårdheten påverkade vattenkemin antogs att hårdare brända kronor indikerade hårdare bränd mark och mindre bränd mark indikerades av mindre brända kronor till exempel svedda kronor. Utifrån fältobservationerna ansågs detta innebära låga osäkerheter i avrinningsområden (Märrsjöbäcken, Gärsjöbäcken, Vallsjöbäcken, Sågbäcken och Gottricksbäcken) som helt eller till största delen brunnit intensivt. I avrinningsområden (Myckelmossbäcken, Gnällbäcken, Källmossen och Ladängsbäcken) som förbränts med lägre intensitet innebär antagandet större osäkerheter. Det var dock endast två av dessa avrinningsområden som hade fler än två provtagningstillfällen.

Valideringen av bildanalysen och fördelningen över markanvändning resulterade i åtta klasser för Hygge, Skogsbeklädd torv och Skogsmark. Brandhårdheten i den öppna torvmarken delades in i sex klasser. Vid hård kronbrand förbrändes hela trädkronan och endast stammen återstod vilket resulterade i att en större andel mark visades i ortofotot i jämförelse med ett ortofoto med obränd vegetation. Andelen bränd mark som bildanalysen visade på blev därför en indikation på helt nedbrända kronor. I det skogsbrukade området fanns det öppna skogsområden som avverkats innan branden, vilket medförde osäkerheter i antagandet att andelen bränd mark indikerade hårt brända kronor. För att minimera osäkerheterna gjordes en kategori för kalhyggen då det antogs att flertalet öppna skogsområden innan branden i ett område med intensivt skogsbruk troligen skulle vara avverkade områden. När bildanalysens signaturfil gjordes låg fokus vid att representera så stor variation i ortofotot som möjligt. Färgen på brända torvmarker och brända kronor var mycket lik i ortofotot och det var därför svårt att differentiera mellan dessa olika områden. Därför klassificerades de först till samma klass (ovaliderad data, Bilaga 2) och särskildes genom att områden med olika markanvändning togs fram med jordartskartan och höjdmodellen över vegetationen. I avverkade områden och i områden med stor andel träd som rasat var detta särskilt problematiskt. I avverkade områden klassificerades marken (ID 1 innan validering, Tabell 7, Bilaga 2) till det som efter valideringen skulle kategoriseras till hårt brända kronor. Detta visade på stora osäkerheter i hur bildanalysen klassificerade öppna oskuggade brända markområden. Det var endast avverkade områden som hade detta karakteristiska utseende av ID 1 i den ovaliderade datan på öppna markytor. Genom att kategorisera avverkade områden anses osäkerheten i övriga markanvändningskategorier minimerats.

Andelen hårt brända kronor är överrepresenterad i förhållande till andelen brända kronor (Figur 20) i samtliga avrinningsområden. Det är möjligt att en utförligare validering av kronbranden kunnat resultera i en ökad andel brända kronor och minskad andel hårt brända kronor. Det är också möjligt att dessa klasser kunnat slås samman då

den brända andelen är mycket liten. Valideringen resulterade i en jämnare fördelning av brandhårdheten i öppna torvområden.

Under brandförloppetets första tre dygn (Figur 6) var brandintensiteten relativt låg och den förbrända arealen ökade likartat i de syd sydvästra delarna av området. Under ett dygn, måndagen den fjärde augusti ökade brandintensiteten betydligt på grund av ökad vindstyrka. Det förbrända områdets area växte och blev cirka tre gånger så stort som det var på måndagsmorgonen (Figur 6). Under de första tre dagarna brann det under längre tid i en punkt vilket enligt Shakesby och Doerr (2005) resulterar i djupare jordbrand. Den intensiva branden under måndagen skulle enligt Nilsson (2005) öka andelen kronbrand och hårdare bränd vegetation. Under perioden med hög brandintensitet förbrändes till största del områden (Märresjöbäcken, Vallsjöbäcken, Gärsjöbäcken, Sågbäcken och Gottricksbäcken) belägna norr och öster om de första tre dygnens brandområde. I områden med hög brandintensitet var andelen bränd mark högst. Sågbäckens avrinningsområde hade högst andel bränd mark, 57 % vilket motsvarade 231 ha. Avrinningsområdet var betydligt mindre än Vallsjöbäckens avrinningsområde där 55 % motsvarande 978 ha indikerades som bränd mark i det klassificerade ortofotot (Figur 19). De avrinningsområden som förbränts under den intensiva brandperioden hade samtliga områden en högre andel bränd mark än de områden som till största del brann under den mindre intensiva perioden.

Skogsmarkens kronbrand var som hårdast i Sågbäckens, Vallsjöbäckens och Gärsjöbäckens avrinningsområde. Generellt sett var kronbranden hårdare i skogsbeklädda torvområden än i skogsmarker detsamma gällde dock inte för andelen bränd mark som visade på liknande brandhårdhet i skogsbeklädda torvområden som skogsmarker. Den högre andelen hårt brända kronor i skogsbeklädda torvmarker skulle kunna indikera att dessa områden varit känsligare för branden. Skogsbeklädda torvmarker antas tidigare varit öppna torvmarker som dikats ut för ett utökat skogsbruk. Marken var troligen torrare i dikade områden och innehöll en högre mängd organiskt material vilket gjorde att skogsbeklädda torvmarker brann hårdare med ett större bränn djup.

Andelen öppen torvmark var som högst i Gärsjöbäckens avrinningsområde (15 %) och som minst i Sågbäckens avrinningsområde (2 %). Bildanalysen indikerade att stora torvmarker varit motståndskraftiga mot branden troligen på grund av fuktigare förhållanden. När brandintensiteten ökar minskar dock torvens motståndskraft vilket till viss del troligen berodde på att de största öppna torvmarkerna låg i de sydligare delarna av brandområdet. Det kan också berott på områdets topografi. Brandområdet låg på en platå där lutningen ökade norrut (Figur 10). Bildanalysen indikerade att högre belägna torvmarker brunnit hårdare.

Kartorna över bildanalysen (Figur 17) indikerade att öppna fuktiga områden som sjöar och torvmarker har skyddat områden belägna norr om dessa från branden. Detta har inte analyserats statistiskt inom examensarbetet men troligen skulle vidare analyser kunna visa på att vissa områden har en buffrande förmåga.



Det blev under valideringsbesöket tydligt att äldre tallar haft en viss motståndskraft mot brandpåverkan på grund av dess tjocka bark tidigare studier har visat att träd med tjockare bark har en motståndskraftigare än träd med tunn bark (Parsons et al., 2010). Fältbesöket visade också att granarna varit känsligare och brunnit hårdare. I hårt brända områden var trädmortaliteten hög dels på grund av förbrända kronor och toppar men också på grund av hårt brända trädrötter vilket kan ge en större högre trädmortalitet än väntat (Parsons et al., 2010). I områden med hårt brända kronor var rötter mindre än 5 cm förbrända. Under fältbesöket observerades att området var fläckvis brandpåverkat och gränserna mellan hårt bränt och obränt var i många fall mycket korta.

Brandhårdheten i avrinningsområden kan ha påverkat de vattenkemiska halterna på grund av ökad ytavrinning och erosion. Efter bränder förändras ofta markens vätbarhet (Shakesby och Doerr 2005) branden eliminerar alternativt reducerar också transpirationen, rotupptaget och markens vattenhållande förmåga (Lydersen et al., 2014; Shakesby och Doerr 2005). Brandskadade jordar har en förändrad struktur och är beroende på jordart sprödare mindre kohesiva och eroderbara (Shakesby och Doerr, 2005; Gresswel et al., 1999) vilket kan ha påverkat läckaget av näringsämnen, bas och anjoner till vattendragen och sjöarna i området.

### **5.1.1 Sammanfattning**

- Valideringen av bildanalysen visade att analysen tydligt avspeglat kronornas och torvmarkens brandhårdhet men att det fanns svårigheter i att tolka resultaten av jordbrandhårdheten.
- Markanvändningen påverkade området brandkänslighet och motståndskraft. Bildanalysen indikerade att större öppna torvmarker varit motståndskraftigare mot branden och att skogsbeklädda torvmarker brunnit hårdare.
- Brandintensiteten hade stor påverkan på brandhårdheten i området.
- Äldre tallar visade på större motståndskraft än granar på grund av växtsätt och barktjocklek.

## **5.2 VATTENKEMISKA EFFEKTER**

### **5.2.1 Surhetspåverkan**

Efter branden observerades höga sulfathalter i samtliga bäckar inom brandområdet med medianhalter som översteg det övre genomsnittet (95 percentilen) i Svenska sjöar (Figur 22; Fölster et al., 2014). I Gärsjöbäcken var medianhalter av sulfat 40 gånger högre efter branden jämfört med sulfathalter tre år innan branden. I bäckar med fler provtagningar än 4 var medianhalterna av sulfat högst i Gärsjöbäcken (Figur 22). De högsta topparna av sulfat observerades i Myckelmossbäcken och samtliga toppar i bäckarna observerades inom de första tre månaderna efter branden (Figur 22; Figur 23). I tre av bäckarna (Gärsjöbäcken, Myckelmossbäcken och Vallsjöbäcken) gjordes tätare provtagning och maxhalterna av sulfat varierade men då toppen passerat klingade halterna av på ett likartat vis (Figur 23). Det mobila sulfatet transporterades snabbt med avrinningsvattnet vid större regnoväder i området vilket resulterade i höga toppar men då dessa passerat minskade transporten av sulfat i samtliga

avrinningsområden. Höga sulfathalter har tidigare observerats efter bränder, efter en brand i Norge uppmättes de högsta sulfathalterna efter ett större regnoväder sedan det norska omdrevsprogrammet startade år 1973 (Lydersen et al., 2014). I Vallsjöbäcken och Gärsjöbäcken fanns större sjöar med beräknade uppehållstider kring 45 respektive 26 dagar (Figur 11). I Myckelmossbäckens avrinningsområde fanns det inga sjöar och där observerades sulfattoppen cirka en månad innan sulfattopparna i Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken observerades. De maximala halterna i dessa två bäckar var lägre vilket troligen berott på sjöarnas utspädning.

Sjöarna provtogs en gång under hösten så det var inte möjligt att veta om provtagningen infallit då halterna varit som högst i sjöarna. Bäckar med flera provtagningstillfällen har visat på stor haltvariation. Sulfathalterna var generellt lägre i de provtagna sjöarna vilket troligen berott på utspädningseffekter. I Stora Vallsjön och Gärsjön (tidigare kalkad) observerades de högsta sulfathalterna (Figur 22). Sjöarnas avrinningsområden var också de största inom det branddrabbade området. I Stora Vallsjön var sulfathalten (0,536 mekv/l) nästan lika hög som bäckens maximala sulfathalt (0,557 mekv/l). Vilket indikerade att den del av bäckens avrinningsområde som också tillhör Stora Vallsjöns avrinningsområde haft stor påverkan på sulfathalterna. Sulfathalterna varierade inte särskilt mycket innan och efter branden i Märrensjön (ej kalkad).

I Gärsjön och Stora Vallsjön observerades också de högsta av sjöarnas kaliumhalter (Figur 22). Generellt sett observerades högre eller lika höga halter av basiska katjoner och sura anjoner i Stora Vallsjön som i Vallsjöbäcken. Med tanke på sjön utspädningseffekt var transporten från avrinningsområdet troligen större och snabbare än vad som visades i vattendragets provtagning. Fläcksjön hade hög buffertkapacitet och den högsta magnesiumkoncentrationen av sjöarna (Figur 21; Figur 22). Fläcksjön ligger inte i brandområdet men dess avrinningsområde inkluderar delar av det branddrabbade området (Figur 7)

Kloridhalterna i Gärsjöbäcken var 5 gånger högre efter branden jämfört med kloridhalter tre år innan branden. Halterna var generellt sett högre än genomsnittet i Svenska sjöar (50-95 percentilen; Fölster et al., 2014).

Kalcium-, kalium- och magnesiumhalterna i Gärsjöbäcken var cirka tre gånger högre efter branden (Figur 22, Figur 46). Övriga bäckar inklusive en referensbäck visade på liknande kalciumhalter efter branden. Generellt låg kalciumhalterna under genomsnittet för Svenska sjöar med högst kalciumhalter (95 percentilen; Fölster et al., 2014). Branden har troligen haft en större påverkan på transporten av magnesium då ett flertal av bäckarnas halter överstiger de genomsnittet för de sjöarna med högst magnesiumhalter i Sverige (95 percentil; Fölster et al., 2014). Magnesium- och kalciumhalterna har troligen haft störst betydelse för områdets buffertkapacitet. Provtagningarna visade på höga kaliumhalter som var högre än Svenska sjöar med högst genomsnittliga halt av kalium (Figur 22). I Gärsjöbäcken var natriumhalterna 1,5 gång högre efter branden och halterna låg mellan genomsnittet och högre genomsnitt i Svenska sjöar.

Sulfathalterna hade en tydlig påverkan på ANC i bäckarna. De höga sulfathalterna i Myckelmossbäcken reflekterades av låga ANC-värden under de första tre månaderna efter branden. I Vallsjöbäcken och Gärsjöbäcken ökade sulfathalterna senare vilket också reflekterades i en fördröjning av sjunkande ANC-värden. Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken hade liknande ANC-värden tre månader efter branden. Myckelmossbäcken visade på återhämtning från sulfattoppen men hade lägre ANC-värden vilket indikerade en sämre buffertkapacitet. Generellt orsakade inte de höga sulfathalterna någon ökad surhet i området på grund av områdets buffertkapacitet. ANC gick visserligen ner efter sulfattoppen men endast kortvarigt i de flesta bäckarna (Figur 21). Myckelmossbäcken hade sämre buffertkapacitet och enligt bedömningsgrunderna från Naturvårdsverket (1999) visade den på mycket svag buffertkapacitet. Myckelmossbäcken var den enda bäcken in området där medianhalten för pH (4.71) låg under 5 (Figur 21). Bäckarna med högst provtagningsfrekvens var de med minst spridning i ANC. I Sågbäcken observerades stor variation i ANC och alkalinitet (Figur 21). Det skulle kunna bero på en tidig sulfattopp på grund av dess mobilitet men att det dröjde något innan de mindre mobila baskatjonerna transporterades till vattendraget. I Sågbäcken brann det hårt och det är möjligt att jordens förändrade egenskaper påverkat den senare transporten av baskatjoner.

Koncentrationsökningen av sulfat och baskatjoner överensstämmer med andra studier i branddrabbade områden. Sulfat kan emitteras och ansamlas i askan medan baskatjonerna endast ansamlas i askan och transporteras till ytvattnen med avrinningen (Lydersen et al., 2014). Vegetationens förbränning har enligt Demeyer et al. (2001) stor påverkan på askans alkalinitet. Den första toppen av baskatjoner antogs bero av bränd vegetation men också av bränt organiskt material i marken. I vissa områden har branden spräckt större stenar vilket troligen ökade vittringen och dessa effekter förväntas påverka vattenkemin i ytvattnen under en längre tid. En annan anledning till ökat läckage av baskatjoner och sura anjoner kan vara en ökad respiration och nedbrytning av organiskt material efter branden. Brända växtdelar förenklar nedbrytningen för mikroorganismerna, nedbrytningen gynnas ytterligare av ökade temperaturer (Gresswell et al., 1999; Eriksson et al., 2006). När områden brinner hårt påverkas mikroorganismernas aktivitet och populationstäthet vilket minskar nedbrytningen och därmed läckaget (Neary et al., 1999). Ökade sulfathalter i områdets sjöar och vattendrag kan berott på andelen bränt organiskt material. Under branden vid tillräckligt goda syreförhållanden kan organiskt svavel oxideras till svaveldioxid som emitteras (Lydersen et al., 2014). Branden kan som tidigare påverka nedbrytningen och öka läckaget av sulfat. Ämnestransporten påverkas av ytavrinningen och askans transport beror av dess densitet (Renau et al., 2007) och löslighet (Eriksson et al., 2006)

### 5.2.2 Sammanfattning

- De kortvarigt höga sulfathalterna i områdets bäckar och sjöar avspeglades i sänkta ANC-värden. Ett ökat läckage av basiska katjoner ökade buffertkapaciteten och sulfatpulsens orsakade därför ingen långvarig surhet i de flesta bäckarna och sjöarna. Lägst var buffertkapaciteten i Myckelmossbäcken där medianvärdet av pH mellan augusti till april var 4.71 pH-enheter.

- Transporten av sura anjoner och basiska katjoner kan ha påverkats av områdets brandhårdhet. På grund av ökad vittring, ökad alternativt minskad nedbrytning och att svavel kan ha oxiderats under branden för att sedan avsättas på vattenytan.

### 5.2.3 Eutrofiering

Branden har haft en större påverkan på näringshalterna och speciellt halterna av ammoniumkväve. Maxhalterna observerades inom tre månader efter branden i samtliga bäckar. I Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken observerades de högsta halterna senare än i Myckelmossbäcken vilket antogs bero på den hydrologiska fördröjningen i sjöarna. Flertalet bäckar och sjöar visade på halter efter branden som översteg genomsnittet (95 percentilen) för sjöar med högst halter i Sverige. De högsta halterna observerades i Gärsjön, Gärsjöbäcken och Myckelmossbäcken. I Sågbäcken observerades de lägsta provtagna maxhalterna. Ett flertal studier har tidigare observerat ökade ammoniumkväve halter till följd av bränder (Lydersen et al., 2014; Stephens et al., 2004; Eriksson 2006). Huvudtransporterna för ammoniumkväve är förångning (200°C), konvektion, mineralisering, erosion och avrinning (Neary et al., 1999). Laborativa studier har visat att förhöjda koncentrationer av ammoniumkväve i sjöar och vattendrag efter bränder kan bero på att röken absorberas till vattenytan (Spencer och Hauler 1991). Det finns därav ett flertal processer som kan ha påverkat ammoniumkvävehalterna i områdets sjöar och vattendrag. Som tidigare nämnts kan hårdare bränder minska mikroorganismernas aktivitet och populationstäthet vilket då minskar mineraliseringen. Under nitrifikationen omvandlas ammoniumkväve till nitratkväve (Smith et al., 2011; Eriksson et al., 2006; Stephens et al., 2004) vilket kan leda till höga nitratkvävehalter (Gresswell et al., 1999). Hur mikroorganismerna påverkas efter branden styr också nitrifikationen. I Vallsjöbäcken var ammoniumkvävehalterna betydligt lägre än i Myckelmossbäcken och Gärsjöbäcken (Figur 26) men nitratkvävehalterna var högst i Vallsjöbäcken. Detta skulle kunna bero på att höga halter ammoniumkväve oxiderats till nitratkväve innan de transporterats till provtagningsplatsen. I Myckelmossbäcken observerades ammonium- och nitratkvävehalterna med mycket liten tidsförskjutning. I Gärsjöbäcken observerades två toppar av nitratkväve. Den första toppen låg innan ammoniumkvävertoppen observerats och den andra efter ammoniumkväve toppen. En viss andel ammoniumkväve hade troligen oxiderats tidigare vilket visades i den första toppen. Nitrifikationen kräver syre och syretillgången kan ha påverkats, brandhårdheten kan också som tidigare nämnts påverkat mikroorganismernas aktivitet vilket gjorde att höga halter ammoniumkväve transporterades vidare till provtagningsplatsen i Gärsjöbäcken. Fem provtagna bäckar och fyra sjöar hade medianhalter respektive uppmätta halter som indikerade mycket höga halter av totalkväve. Märrensjöns totalkvävehalter var måttligt höga innan branden och vid provtagningsstillfället efter branden.

Beräknade kväveretentioner indikerade att en stor andel av kvävet hölls kvar i sjöarna. Gärsjön och Stora Vallsjön hade enligt beräkningarna den lägsta retentionen. Kvävet retention styrs av sedimentation, denitrifikation och växtlighetens upptag. Denitrifikationen har störst påverkan på hur mycket kväve som lämnar ett system. Denitrifikationen sänker nitratkvävehalterna i vattnet vilket minskar nitratets försurningspåverkan. Även om nitratkvävehalterna ökat efter branden är dess

försurningspåverkan låg i jämförelse med sulfathalterna. Maxhalten av nitrat var 0,098 mekv/l och högsta halten sulfat var 1,99 mekv/l. Kväve som sedimenterat kan senare mobiliseras från sedimenten. Den predikterade kväveretentionen ska enligt Verburg et al., (2013) uppskatta fastläggningen i sediment och denitrifikationen. Sjöarna i det branddrabbade området har haft ett stort kväveinflöde under de första månaderna efter branden. Retentionsprediktionerna visade på relativt hög retention i områdets sjöar vilket troligen kommer påverka sjöarnas ekologi.

I Gärsjöbäcken fördubblades totalfosforhalten jämfört med totalfosforhalten tre år innan branden. Ökningen var betydligt lägre för fosforhalten än kvävehalten (Figur 24). Om endast fosforhalten hade ökat skulle detta kunnat förändra sjöarnas fosforbegränsning men eftersom kvävehalten ökade än mer var fortfarande sjöarna fosforbegränsade efter branden (Figur 25). Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder användes för att erhålla en indikation över fosforhalten trofipåverkan. Fosforhalten i ett flertal av områdets bäckar och sjöar visade på eutrofi vilket indikerade att de förhöjda fosforhalten kan ha påverkat sjöarna och bäckarna i området (Tabell 6). Stora Grillsjön hade hög fosforretention och visade på eutrofi vilket kan påverka sjöns ekologi. Gärsjön och Stora Vallsjön hade indikerades också av eutrofi men hade lägst fosforretention.

Näringsläckaget var som störst de första tre månaderna efter branden. Vattnet var då kallt och påverkat av höstomblandningen. Under vinterhalvåret är primärproduktionen låg och det är därför troligt att större kväve- och fosforhalter har lämnat sjösystemet när vattentemperaturen ökar. Det är också under de kalla månaderna som fastläggningen i sedimenten är som störst (Spenser et al., 2008). När vattentemperaturen ökar igen är det troligt att den kvarhållna näringsandelen ökar primärproduktionen i områdets sjöar och vattendrag till följd av ökade totalfosforhalter efter branden. Andelen totalfosfor som kvarhålls i systemet kan påverka området under en längre tid till följd av intern fosforbelastning. Intern näringscirkulation påverkar ekosystemets motståndskraft och återhämtning (Essington och Carpenter, 2000). Sjöarnas syrehalt i hypolimnion har troligen påverkats av ökad näringsstillförsel. Områdets påverkan av TOC har inte inkluderats i examensarbetet utan undersöks i ytterligare ett pågående examensarbete. Om syrehalten i hypolimnion minskar ökar mobiliseringen av fosfor från sedimenten som under vinterhalvåret sedimenterat (Spears et al., 2008). Metoden för den beräknade retentionen försummade den interna fosforbelastningen (Verburg et al., 2013). Den interna näringscirkulationen kan påverka förhållandet mellan N/P-kvoten i sjöarna. Om fosforretentionen ökar på grund av intern belastning kan förhållandet förändras så att kväveöverskottet minskar och primärproduktionen kan öka.

#### **5.2.4 Sammanfattning**

- Skogsbranden påverkade näringshalten i brandområdet och speciellt ökade ammoniumkvävehalten. Eftersom ammoniumkväve nitrifieras till nitrat ökade även dessa halter i områdets sjöar och vattendrag. En anledning till att en större andel av ammoniumhalten inte omvandlades kan vara brandens påverkan på mikroorganismernas mortalitet.

- Sjöarnas retention och intern cirkulation av totalfosfor kan påverka framtida effekter av branden.

### 5.3 Brandhårdhetens påverkan på vattenkemin

Brandhårdhetens påverkan på vattenkemin undersöktes statistiskt med enkel linjär regression och PLS-modellering. Ammoniumkväve korrelerade negativt med hårt bränd mark i Skogsmark och maxhalter av ammoniumkväve korrelerade positivt med svedd Öppen torvmark och hårt bränd Skogsbeklädd torv. Sambandet indikerade att kväveläckaget berodde av andelen bränd torvmark i avrinningsområdet. Ammoniumkvävehalterna var som högst i Gärsjöbäcken och Märresjöbäcken och dessa områden hade den högst andelen öppen torvmark. Hårdare bränd öppen torvmark resulterade inte i signifikanta samband med ammoniumkväve. Den hårt brända torvmarken brann troligen vid högre temperaturer än den svedda torvmarken vilket ökade kväveförångningen. Kvävehalterna emitterades och avsattes vid andra lokaler än bäckens avrinningsområde. Andelen öppen torvmark och skogsbeklädd torvmark var generellt låg i området. Det är därför troligt att det fanns fler källor till de ökade ammoniumkvävehalterna. Korrelationerna var baserade på sju observationer vilket ökade betydelsen av enskilda provtagningsplatser. Totalt provtogs nio bäckar men två av bäckarna provtogs endast vid en respektive två gånger. De signifikanta korrelationerna baserades på maxhalter av ammoniumkväve och det ansågs därför nödvändigt att inkludera bäckar med så många provtagningar som möjligt och samtidigt erhålla så många observationer som möjligt. Vid ett större antal observationer skulle regressionens trovärdighet öka. Regressionens residualer var slumpvis fördelade och normalfördelade enligt Shapiro-wilks test men även i detta fall hade fler observationer varit önskvärt för att säkerhetsställa normalfördelning och slumpvist fördelade residualer.

Brandhårdhetens och markanvändningens påverkan på vattenkemin undersöktes genom PLS-modellering med vattenkemiska parametrar som Y-variabler (Figur 32). Modellerna visade generellt på höga  $R^2Y$  och  $Q^2Y$ -värden men när modellerna validerades genom permutationer visade permutationsresultaten på höga  $R^2Y$ -värden (Figur 33). Det kan inte förklaras med en bra modell utan var snarare en indikation på en överanpassad PLS-modell. Efter personlig kommunikation med Claudia von Brömssen (2015) om vad som kunde vara förklaringen till överanpassningen stod det klart att observationerna korrelerade med varandra (Figur 44). PLS-modellens styrka är att modellen kan hantera korrelerade X och Y-variabler men liknande ett flertal statistiska analysmetoder kan inte metoden hantera korrelerade observationer. Ett exempel var Gnällbäckens korrelation till Ladängsbäcken som hade ett  $r^2$ -värde på 0.99 (Figur 44). Svårigheten ligger i att modellen valideras genom korsvalidering men eftersom samtliga observationer liknar varandra blir modellen lika bra oavsett om observationer tas bort eller adderas. Det ansågs därför tvivelaktigt att dra några slutsatser kring PLS-modellens resultat. Det finns metoder för att hantera problematiken kring korrelerade observationer men det fanns inte utrymme för detta inom examensarbetet. Det skulle vara intressant att vidare undersöka om det är möjligt att relatera olika typer av bränd markanvändning till påverkan på vattenkemin i området.

## 6 SLUTSATSER

- Branden påverkade näringshalterna i områdets vattendrag och sjöar inom tre månader efter branden. I området observerades mycket höga ammoniumkvävehalter.
- Efter branden observerades en puls av höga sulfathalter vilket påverkade ANC i bäckarna. När pulsen passerat ökade ANC på grund av ökat läckage av basiska katjoner.
- Markanvändningen hade en effekt på brandhårdheten i området. Dikade skogsbeklädda torvmarker brann hårdare än övrig skogsmark. Större öppna torvmarker var mer motståndskraftiga än övrig markanvändning.
- De vattenkemiska effekterna var generellt inte större i områden som brunnit hårt. Ammoniumkvävehalterna ökade i områden med svedd torv och hårt brända kronor i skogsbeklädd torv men minskade i områden med ökande andel bränd mark.

## 7 REFERENSER

Bergendorff, Johan., Broström, Lars., 2014, Lärdomar från skogsbranden i Västmanland, Sveriges radio, Klotet. Hämtat 2015-02-15  
<http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=3345&artikel=5954779>

Conley, Daniel J., Paerl, Hans W., Howarth, Robert W., Boesch, Donald F., Seitzinger, Sybil P., Havens, Karl E., Lancelot, Christiane., Likens, Gene E., 2009, Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus, *Science*, nr 323, sid. 1014-1015.

Cosby, Bernard J., Hornberger, George M., Galloway James N., Wright Richard F., 1985, Time scales of catchment acidification. A quantitative model for estimating freshwater acidification. *Environmental Science and Technology* nr 19 sid. 1144–1149.

Demeyer, A., Voundi Nkana, J.C., Verloo, M.G., 2001, Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview, *Bioresource Technology* nr. 77, sid. 287–295.

Elser, James J., Andersen, Tom., Baron, Jill S., Bergström, Ann-Kristin., Jansson, Mats., Kyle, Marcia., Nydick, Koren R., Steger, Laura., Hessen, Dag O., 2009, Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition, *Science, New Series*, Vol. 326, Nr. 5954, sid. 835-837

Eriksson, H., Edberg, F., Borg, H., 2006, Vattenkemiska effekter av skogsbrand och brandsläckning, Dokumentation av de svenska nationalparkerna, Naturvårdsverket rapport nr 5604, sid. 156-174.

Eriksson. L., Johansson, E., Kettaneh-Wold, N., Trygg, J., Wikström, C., Wold, S., 2006, Multi- and Megavariate data Analysis Part 1 Basic Principles and Applications, Second revised and enlarged edition, Umetrics AB, Umeå, Sweden sid. 58-101

Esbensen, Kim H., 2004, An introduction to multivariate data analysis and experimental design, 5th edition, CAMO Software AS, Oslo, Norge sid. 263-264

Essington, Timothy E., Carpenter, Stephen R., 2000, Nutrient Cycling in Lakes and Streams: Insights from a Comparative Analysis, *Ecosystems*, nr 3, sid. 131-143

Futter, Martyn N., Valinia, Salar., Löfgren, Stefan., Köhler, Stephan J., Fölster, Jens., 2014, Long-term trends in water chemistry of acid-sensitive Swedish lakes show slow recovery from historic acidification, *AMBIO* nr 43 sid. 77-90

Fölster, Jens., Johnson, Richard K., Futter, Martyn N., Wilander, Anders., 2014, The Swedish monitoring of surface waters: 50 years of adaptive monitoring, *AMBIO* nr. 43, sid. 3–18

Grandin, Ulf, 2005, Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare, Naturvårdsverket, Rev. 12-01-05



Gresswell, Robert E., 1999, Fire and Aquatic Ecosystems in Forested Biomes of North America, Transactions of the American Fisheries Society nr. 128, sid. 193–221

Gustafsson, Jon Petter., Jacks, Gunnar., Simonsson, Magnus., Nilsson, Ingvar., 2010, Mark- och vattenkemi teori, Institutionen för mark och vattenteknik, KTH

Hammill, Kate A., Bradstock, Ross A., 2006, Remote sensing of fire severity in the Blue Mountains: influence of vegetation type and inferring fire intensity, International Journal of Wildland Fire, nr. 15, sid. 213–226

Harris, Sarah., Veraverbeke, Sander., Hook, Simon., 2011, Evaluating Spectral Indices for Assessing Fire Severity in Chaparral Ecosystems (Southern California) Using MODIS/ASTER (MASTER) Airborne Simulator Data, Remote Sens, nr 3, sid. 2403-2419.

Kevin, Ryan C., 2000, Global change and wildland fire, Wildland Fire in Ecosystems Effects of Fire on Flora, United States Department of Agriculture, General Technical Report RMRS-GTR-42 nr 2, sid. 175-185

Knapp, Eric E., Estes, Becky L., Skinner, Carl N., 2009, Ecological Effects of Prescribed Fire Season: A Literature Review and Synthesis for Managers, United States Department of Agriculture, Report PSW-GTR-224, 85 sid.

Lantmäteriet, 2014a, Produktbeskrivning laserdata, version 1.7, 17 sid.

Lantmäteriet 2014b, Produktbeskrivning: GSD-Höjddata, grid 2+, version 1.7, 19 sid.

Lantmäteriet 2014c, Produktbeskrivning: GSD-Ortofoto och GSD-Ortofoto25, version 2.5, 17 sid.

Lantmäteriet 2014d, Produktbeskrivning: GSD-Fastighetskartan, vektor, version 6.15, 63 sid.

Lydersen, Espen., Høgberget, Rolf., Moreno, Clara E., Garmo, Øyvind A., Hagen, Per Christian., 2014, The effects of wildfire on the water chemistry of dilute, acidic lakes in southern Norway, Biogeochemistry nr 119, sid. 109-124.

Lydersen, Espen., Löfgren, Stefan., Arnesen, Rolf Tore., 2002 Metals in Scandinavian Surface Waters: Effects of Acidification, Liming, and Potential Reacidification, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, nr 32, sid. 73-295.

Länsstyrelsen Västmanlands län, 2014, Brandens förlopp, kartor för skogsbranden, hämtad 2015-05-15.

<http://www.lansstyrelsen.se/vastmanland/Sv/manniska-och-samhalle/krisberedskap/skogsbranden/tidigare-uppdateringar/Pages/kartor-for-skogsbranden.aspx>

Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och Vattendrag, Rapport 4913.

Naturvårdsverket, 2003, Ingen övergödning Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet, Rapport nr. 5319, 156 sid

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. Utgåva 1, 2007:4. 414 sid.

Naturvårdsverket, 2014, Sveriges framtida klimat - Regionala klimatscenarier ger högre detaljrikedom än globala klimatscenarier. SMHI:s Rossby Centre har tagit fram scenarier för hur Sverige kan påverkas av en global temperaturökning, 2014-03-10, Hämtad 2015-02-18

<http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Klimat/Globala-modeller-och-scenarier/Sveriges-framtida-klimat/>

Naturvårdsverket, 2015, Mann-Kendall test, Miljöstatistik.se hämtad 2015-05-14 <http://www.miljostatistik.se/mannkendall.html>

Neary, Daniel G., Klopatek, Carole C., DeBano, Leonard F., Ffolliott, Peter F., 1999, Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis, Forest Ecology and Management nr. 122, sid. 51-71

Niklasson, Mats., Granström, Anders., 2003, Fire in Sweden – History, Research, Prescribed Burning and Forest Certification, International Forest Fire News (IFFN) Nr. 30 sid. 80-83

Nilsson, Magnus., 2005 Naturvårdsbränning Vägledning för brand och bränning i skyddad skog, Naturvårdsverket, rapport nr., 5438, 76 sid.

Parsons, Annette., Robichaud, Peter R., Lewis, Sarah A., Napper, Carolyn., Clark, Jess T., 2010, Field Guide for Mapping Post-Fire Soil Burn Severity, United States Department of Agriculture, General Technical Report. 56 sid.

Odén Svante, 1976, The acidity problem – An outline of concepts, Water, air, and soil pollution, vol. 6 sid. 137-166

Reneau, S.L., Katzman, D., Kuyumjian, G.A., Lavine, A., Malmon, D.V., 2007. Sediment delivery after a wildfire. Geology vol. 35 nr 2, sid. 151–154.

Reuss, J.O., Johnson, D.W., 1986, Acid deposition and acidification of soils and waters, Ecological studies nr 59

Rhoades, Charles C., Entwistle, Deborah., Butler, Dana., 2012, Water Quality Effects Following a Severe Fire, Fire management today vol. 72, nr 2, sid. 35-39

Robison, Andrew L., Scanlon, Todd M., Cosby, Bernard J., Webb, James R., Galloway, James N., 2013, Roles of sulfate adsorption and base cation supply in controlling the chemical response of streams of western Virginia to reduced acid deposition, *Biogeochemistry* nr 116 sid. 119-130.

Saunders, D.L., Kalff, J., 2001, Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers, *Hydrobiologia*, nr 443, sid. 205–212

SGU, 2014, Jordartskarta i rasterformat, Baseras på SGUs jordartskartor i skala 1-50 000 samt 1:100 000

Shakesby, R.A., Doerr, S.H., 2005, Wildfire as a hydrological and geomorphological agent, *Earth-Science Reviews* nr 74, sid. 269– 307

Sjökvist, Elin., Mårtensson, Jenny Axén., Sahlberg, Jörgen., Andréasson, Johan., Hallberg Kristoffer, 2013, Framtida perioder med hög risk för skogsbrand – analyser av klimatscenarior, Myndigheten för samhällskydd och beredskap, MSB nr 535, 66 sidor

SMHI, 2012, Aro\_y\_2012\_2, utfärdat av Jessica Mårtensson, basverksamheten för information och statistik vatteninformation, fastställt datum 2012-06-27

SMHI, 2015, Vattenwebb, Dam och sjöregister, Hämtad 2015-05-01  
<http://vattenwebb.smhi.se/svarwebb/>

Smith, Hugh G., Sheridan, Gary J., Lane, Patrick N.J., Nyman, Petter., Haydon, Shane., 2011, Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply, *Journal of hydrology* nr 396, sid 170-192.

Sonesten, Lars, 2014, Laboratoriet för geokemi (Vattenkemiska laboratoriet) Hämtad 2015-06-04  
<http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/>

Spears, Bryan M., Carvalho, Laurence., Perkins, Rupert., Paterson, David M., 2008, Effects of light on sediment nutrient flux and water column nutrient stoichiometry in a shallow lake, *Water Research*, nr 42, sid. 977 – 986

Spencer, Craig N., Hauer, F. Richard., 1991 Phosphorus and nitrogen dynamics in stream during a wildfire, *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 10, nr. 1 sid. 24-30.

Stein, Eric D., Brown, Jeff, 2009, Effects of Post-fire Runoff on Surface Water Quality: Development of a Southern California Regional Monitoring Program with Management Questions and Implementation Recommendations, Southern California Coastal Water Research Project report 598.

Stephens, Scott L., Meixner, Thomas., Poth, Mark., McGurk, Bruce., Payne, Dale., 2004, Prescribed fire, soils and stream water chemistry in a watershed in the Lake Tahoe Basin, California, International Journal of Wildland Fire nr 13, sid 27.35

Sterner, Robert W., 2008, Review Paper On the Phosphorus Limitation Paradigm for Lakes, Internat. Rev. Hydrobiol. Nr, 93, sid. 433-445

Thompson, Jonathan R., Spies, Thomas A., 2009, Vegetation and weather explain variation in crown damage within a large mixed-severity wildfire, Forest Ecology and Management, nr 258, sid. 1684–1694.

UNECE, 2015, The Convention, The 1979 Geneva Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, [http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap\\_h1.html](http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap_h1.html), Hämtad 2015-02-12.

USGS, 2012, Wildfire Effects on Source-Water Quality—Lessons from Fourmile Canyon Fire, Colorado, and Implications for Drinking-Water Treatment, Faktablad 2012-3095.

Veraverbeke ,Sander., Stavros , E. Natasha., Hook, Simon J., 2014, Assessing fire severity using imaging spectroscopy data from the Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) and comparison with multispectral capabilities, Remote Sensing of Environment, nr 154, sid. 153–163

VISS, Vatteninformationssystem Sverige, 2012 Märrsjön, vattenversion, 2012-11-08, hämtad 2015-05-15.  
<http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE690735-146099>

## **7.1 PERSONLIG KOMMUNIKATION**

Claudia von Brömssen, 2015, Universitetslektor, Avdelningen för tillämpad matematik och statistik, PLS-modellering, mailkonversation 05/2015.

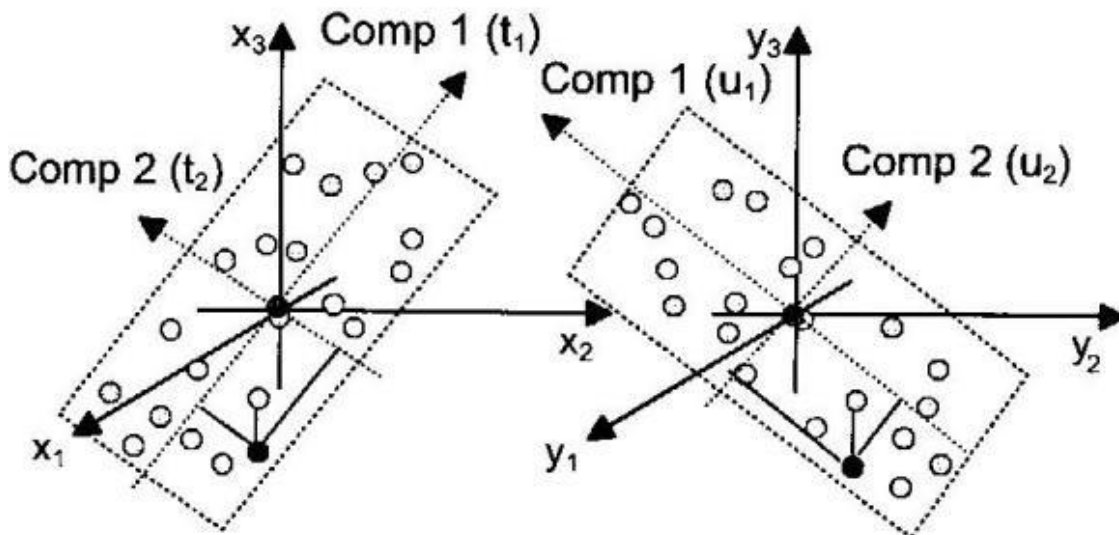
## BILAGA 1 – PLS MODELLERING

### METOD

Partial least squares projections to latent structures (PLS) är en multivariat analytisk metod för att hitta samband mellan två datamängder X och Y (Eriksson et al., 2006). En form av PLS är att relatera X och Y genom en linjär multivariat modell. PLS har fördelen att metoden kan analysera data med brusiga korrelerade X och Y-variabler. Då parametrarna är relaterade till observationer kan PLS-modellens precision förbättras av ett utökat antalet relevanta X-variabler.

Datamängden förbehandlas ofta innan PLS modellering på grund av att PLS fungerar bäst då datamängden är symmetriskt fördelad och har en relativt konstant "felaktig varians" (Eriksson et al., 2006). Datamängden centreras och skalas om så att variansen blir ett. I modelleringen påverkar samtliga variabler modellens parametrar och påverkan ökar med variablernas varians. Genom att skala om variablerna antas att alla variabler har lika stor påverkan.

PLS-modellen beräknar den första komponenten efter behandling av datamängden (Eriksson et al., 2006). Den första komponenten är en linje genom origo i X-planet som har den bästa approximationen för X-variablernas punktmoln samt ger en god korrelation med Y-vektorn (Figur 31). Observationerna projiceras till linjen och dess koordinater beskrivs i termer av en X-score vektor  $t_1$ . Projicerade observationer till komponenten i Y-planet beskrivs av Y-score vektorn  $u_1$  (Figur 31). Score vektorn  $t_1$  är en latent variabel vilken reflekterar informationen i originaldatamängdens X-variabler. Den latent variabeln  $t_1$  kan användas för att uppskatta  $\hat{y}$  genom att multiplicera  $t_1$  med den viktade y-variabeln  $c_1$ . Den variation som inte beskrivs av den första PLS-komponenten är y-residualerna. De båda score vektorerna påverkas av residualerna för en koordinat enligt  $u_{i1} = t_{i1} + h_i$  där  $h_i$  är koordinatens residual. Då alla punkter återfinns på komponenten har en ideal modell uppnåtts med noll residualer. Vanligtvis räcker det inte med en PLS-komponent för att beskriva variationen i Y. Den andra komponenten är också en linje i X-planet som passerar genom origo och är ortogonal mot den första komponenten. Observationerna som projiceras till den andra komponenten beskrivs av scorevektorn  $t_2$ . En kombination av två komponenter kan prediktera y-variabeln ( $\hat{y}_2$ ) genom beräkningen  $c_1t_1 + c_2t_2$ . Två komponenter kan ge en högre förklaringsgrad med mindre residualer. Det är möjligt att inkludera fler komponenter i modellen men dessa placeras inte i X och Y-planet. Utan observationerna projiceras till mångdimensionella plan.



Figur 31 Komponent ett och två i X och Y-planet (Eriksson et al., 2006)

Hur många komponenter som ska inkluderas i modellen beror av predikterbarheten och modellens passning (Eriksson et al., 2006). Modellens passning visas av  $R^2Y$ -värdet som är den förklarade variationen, hur mycket modellen beskriver variationen. Problemet med  $R^2Y$ -värdet är att vid tillräckligt många fria parametrar kommer passningen att godtyckligt närma sig ett. Modellens predikterbarhet kan bestämmas av hur väl Y kan predikteras och beskrivs av parametern  $Q^2Y$ , hur mycket av variationen modellen predikterar. Korsvalidering används för att uppskatta modellens predikterbarhet. När modellens komplexitet ökar förändras dock  $R^2Y$  och  $Q^2Y$  parametrarnas förhållande. Vid högre komplexitet ökar  $R^2X$ -värdet inflationsartat medan  $Q^2Y$  inte automatiskt ökar med ökande komplexitet.

PLS-modeller kan tolkas genom att granska PLS-parametrarna "weights" för X och Y-variablerna (c och  $w^*$ ) (Eriksson et al., 2006). "Weights" visar vilka variabler som bidrar till modellen. Vilket betyder att "weights" reflekterar variablernas förhållande till varandra och visar vilka som är associerade och vilka som bidrar med unik information. Variabler som (efter förbehandling av datamännen) uppvisar låg eller ingen varians vilket låga "weights" tyder på ofta stör modellen (Esbensen et al., 2004). De menar vidare att en PLS-modell kan förbättras genom att brusiga variabler tas bort eftersom de ger ett litet bidrag till modellen. Variabler med låga "weights" är vanligtvis brusiga variabler och kan evalueras genom att plotta loading "weights" för relevanta komponenter i samma plot.

Ett annat sätt att tolka modellen är att undersöka regressionskoefficienterna ( $B_{PLS}$ ) (Eriksson et al., 2006). Relationen mellan koefficienterna och "weights" ges av ekvationen  $B_{PLS} = W \cdot C$ .  $B_{PLS}$  förenklar tolkningen av PLS-modellen då det finns flera komponenter.  $B_{PLS}$  visar på X-variablernas påverkan på Y-variabeln, hur förändringar i X-variabeln påverkar Y-variabeln. Förändringar av X-variabel med störst koefficient har störst påverkan på Y-variabeln. Små  $B_{PLS}$  kan vara ett tecken på brusiga eller oviktiga variabler (Esbensen et al., 2004). PLS-modellen kan förbättras om  $B_{PLS}$  med små värden tas bort men de kan också ha en större påverkan i modellen genom interaktioner med

andra variabler. Det är därför viktigt att undersöka modellresultatet efter eliminering av variabler.

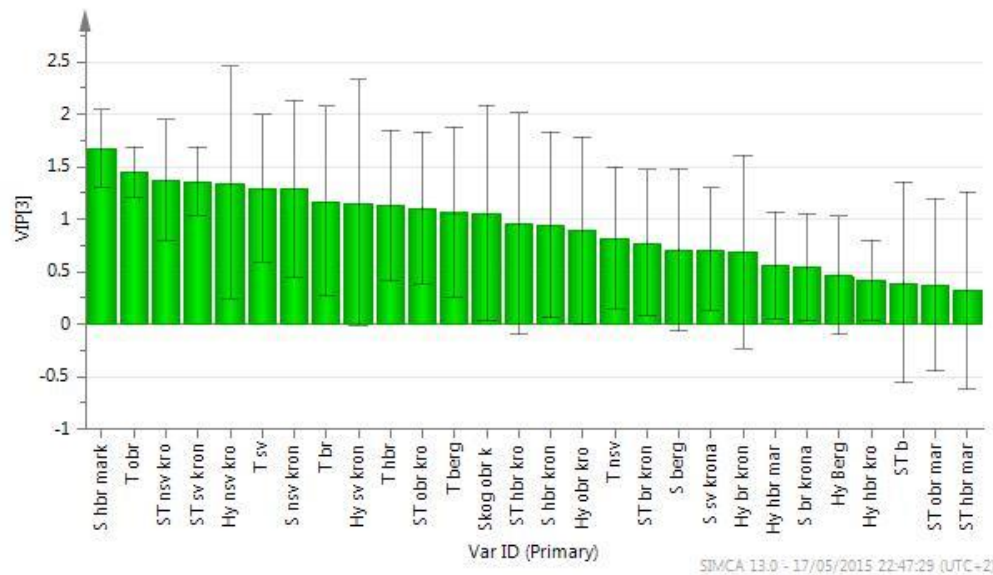
VIP (variable influence on projection) parametern summerar X-variablernas betydelse både för X och Y-modellen (Eriksson et al., 2006). VIP är den viktade kvadratiske summan av  $w^*$  med hänsyn till hur väl Y-variansen har förklarats i varje dimension. VIP visar på X-variablernas betydelse och variabler med  $VIP > 1$  har störst inflytande på modellen. VIP-värden under 0.5 indikerar att variabeln är oviktig för PLS-modellen. Parametrar med VIP-värden mellan 0.5 och 1 kan ha en betydelse för modellen. Om modellen har många X-variabler kan VIP användas för att ta bort variabler med låg predikterbarhet. De rekommenderar att koppla samman analyserna över VIP, "weights" och  $B_{PLS}$ .

PLS-modellens predikterbarhet kan valideras genom korsvalidering (Eriksson et al., 2006). En mängd parallella modeller tas fram baserade på passningen till slumpmässigt omordnad Y-data. Detta görs genom att X-variablerna lämnas intakta samtidigt som Y-datamängden kastas om och hamnar i en annan ordning. En PLS-modell anpassas därefter till det omkastade datasetet och  $R^2Y$  och  $Q^2Y$  beräknas. Z-antal nya modeller görs för omkastade Y-variabler och modellernas fördelning kan användas för att uppskatta modellens statistiska signifikans. Svaga PLS-modeller kan visa på höga  $R^2Y$  och  $Q^2Y$ -värden för det omkastade datasetet. De höga  $R^2Y$  och  $Q^2Y$ -värdena kan inte förklaras av omedelbar hög korrelation mellan omkastad och originaldata över Y utan indikerar en överpassad modell.

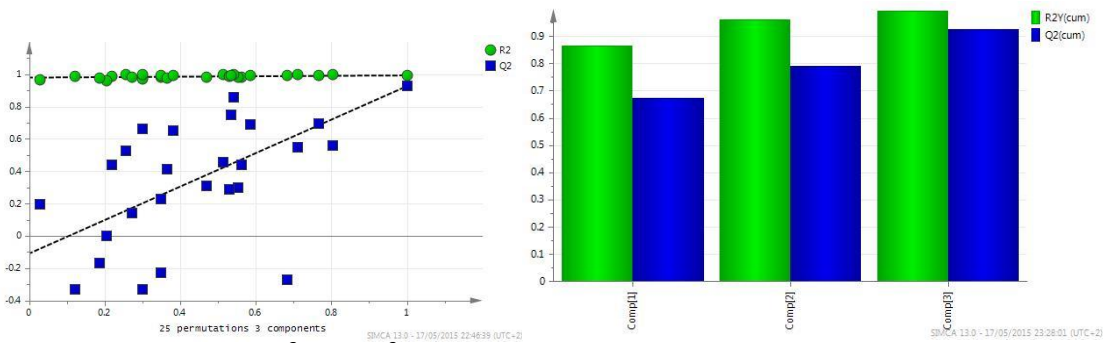
Brandhårdhetens påverkan på vattenkvaliten i de provtagna vattendragen evaluerades för den 22 september och för de maximala halterna.

## RESULTAT

Den PLS-modell för ammoniumkvävehalterna med högst predikterbarhet,  $R^2Y$  och  $Q^2$ -värden erhöles då brandhårdheten för hela avrinningsområdet modellerades. En signifikant PLS-modell erhöles med ett  $R^2Y$ (kumulativt)-värde på 0,994 och ett  $Q^2$ (kumulativt)-värde på 0,928 (Figur 33). I VIP ploten finns X-variabler med VIP-värden under 0,5 men eftersom modellen försämrades då dessa exkluderades innehåller modellen 28 X-variabler (Figur 32). Permutationsploten beskriver hur väl modellen predikterar Y.  $Q^2$ -värden under originalpunkterna till vänster indikerar att modellen kan prediktera Y (Figur 33). En annan indikation på modellens predikterbarhet är att  $Q^2$ -värdena i permutationsploten skär den vertikala axeln under nollvärdet (Figur 33). PLS-modellen visade att ammoniumkväve korrelerade väl med något svedda kronor på avverkade områden (Figur 34). Modellen visade också på att torvmarker med varierande brandhårdhet korrelerade positivt med ammoniumkväve och obrända samt något brända kronor i skogsmarker. Stor påverkan på modellen hade hårt bränd mark i skogsområden vilken korrelerade negativt med ammoniumkväve (Figur 34).

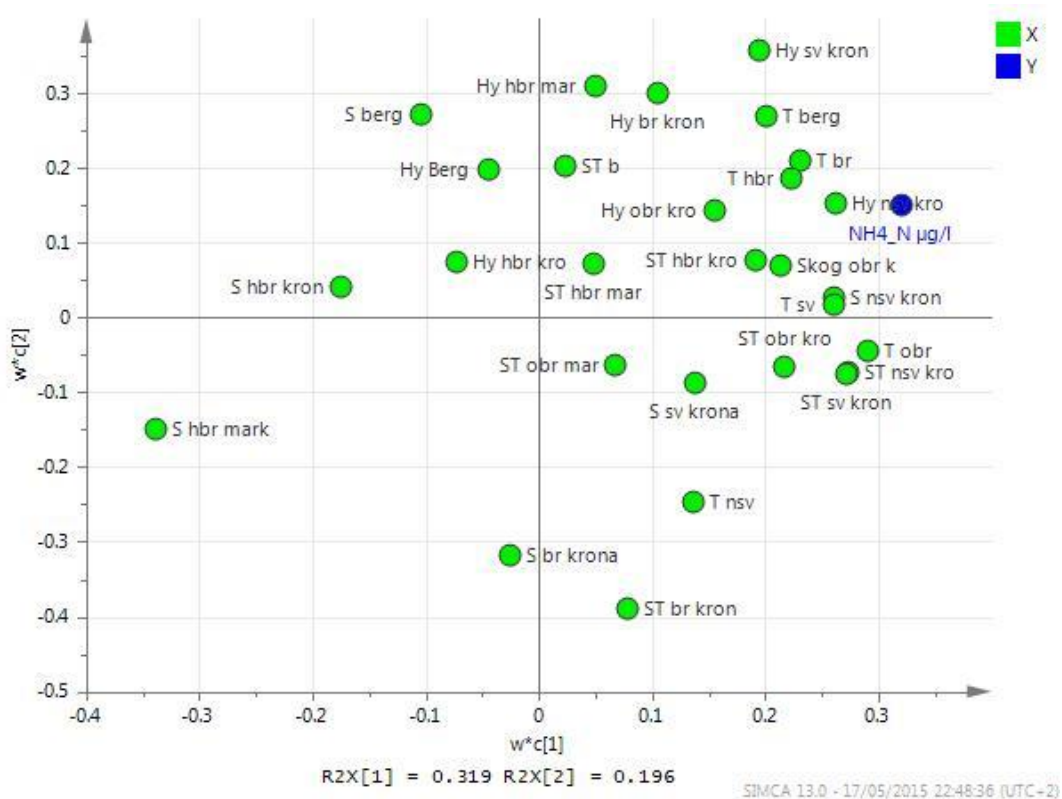


Figur 32 VIP-plot för PLS modell med ammoniumkvävehalter som Y-variabel. ST är förkortning för skogsbeklädd torv och T är förkortning för öppen torvmark. Hy är förkortning för Hygge och S är förkortning för skogsmark.



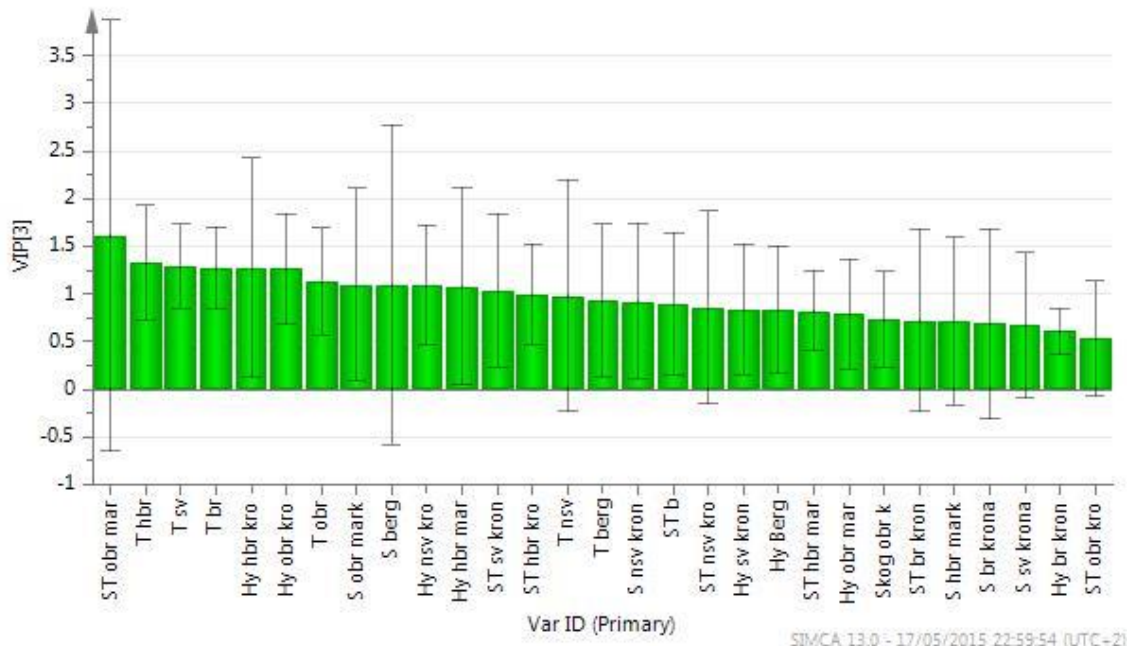
Figur 33 Komponenters  $R^2Y$  och  $Q^2_{cum}$  för PLS-modell med ammoniumkväve som Y-variabel. Samt modellens permutationsplot.



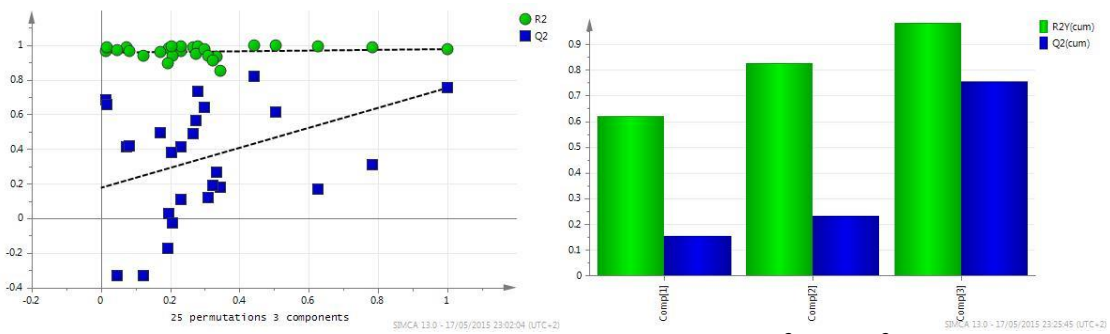


Figur 34 Loading plot över "weights" som visade hur ammoniumkväve korrelerade med olika brandhårdhetsparametrar.

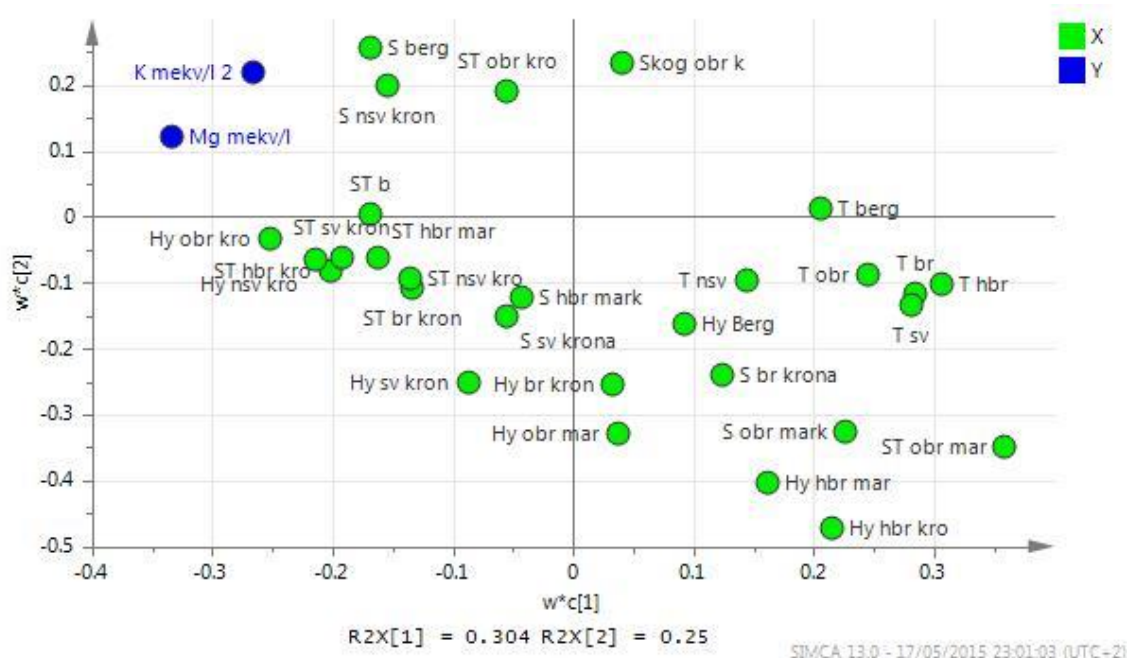
Basketjonerna Kalium och Magnesium modellerades bäst då den bäcknära zonen hade buffrats med 100 m och sjöarnas avrinningsområden exkluderats. VIP-ploten innehåller 29 brandparametrar vilka har ett värde över 0.5 (Figur 35). Permutationsplotten visar på Q2-värden under original Q2-värdet till höger (Figur 36). Komponenternas R2Y(kumulativa)-värde var 0,983 och det kumulativa Q2-värdet var 0,755. Det är dock tydligt att även om modellen är signifikant har den första komponenten ett Q2-värde på endast 0,154 (Figur 36). PLS-modellens loading "weights" visar på att Kalium och Magnesium korrelerar väl med berg i dagen i skogsområden och något svedda kronor i skogsområden. Ett flertal parametrar (obränd mark i skogsområden, obränd mark områden med skogsbeklädd torv, hårt brända kronor i avvertrade områden och hårt bränd mark i avvertrade områden) visar på stark negativ korrelation.



Figur 35 VIP-plot över PLS-modellerade Kalium och Magnesiumhalter. Modellen innehöll 29 variabler där samtliga översteg 0,5.

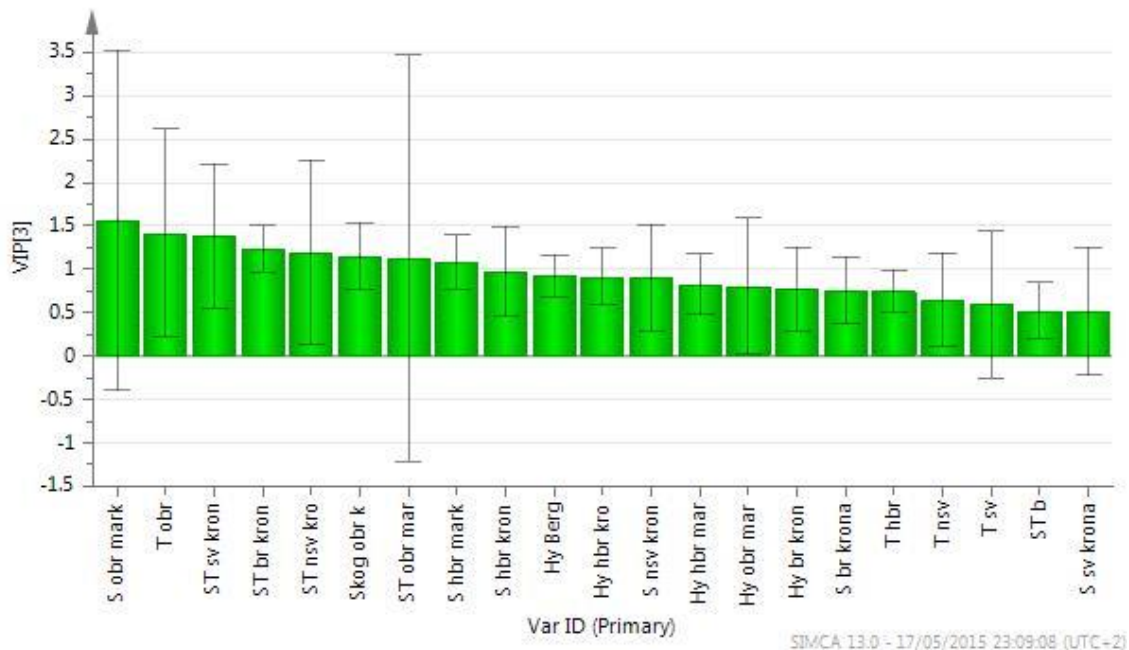


Figur 36 Permutationsplot och stapeldiagram över komponenternas  $R^2Y$  och  $Q^2$ -värde för PLS-modell över Kalium och magnesiumhalter där den bäcknära zonen hade buffrats till 100 m och sjöarnas avrinningsområden exkluderats.

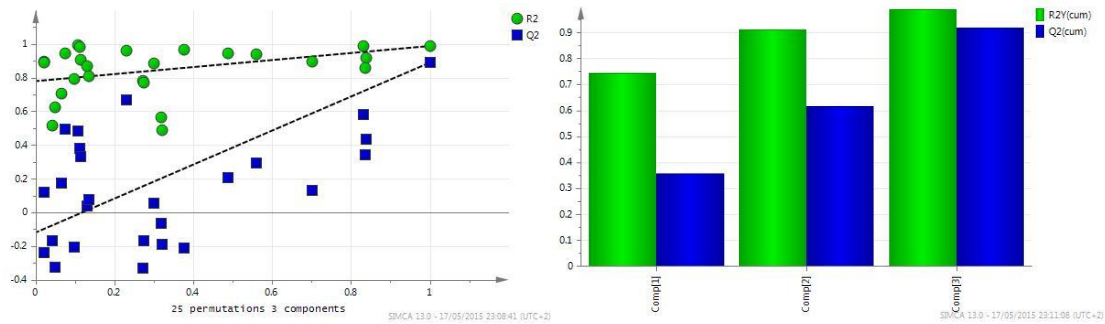


Figur 37 PLS-modellens loading "weights" som visade vilka brandparametrar baskatjonerna hade högst korrelation till.

PLS-modell över bäcknära zon buffrad till 15 m i hela avrinningsområdet. Kumulativa  $R^2Y$ -värdet är 0,991 och kumulativt  $Q^2$ -värde är 0,919 (Figur 38). Permutationsplottens  $Q^2$ -värden skär den vertikala axeln under noll vilket indikerar att modellen är giltig. Plottens  $Q^2$ -värden är dessutom lägre än originalvärdet till höger (Figur 39). Halterna korrelerade med obränd skogsmark, obrända och något svedda områden på skogsbeklädd torv och obränd torvmark. PLS-modellen indikerade att halterna korrelerade negativt med hårt brända och brända områden (Figur 40).



Figur 38 VIP-plot över PLS-modell med Sulfat och Klor. I VIP-plotten är samtliga värden över 0.5 och 21 brandparametrar.

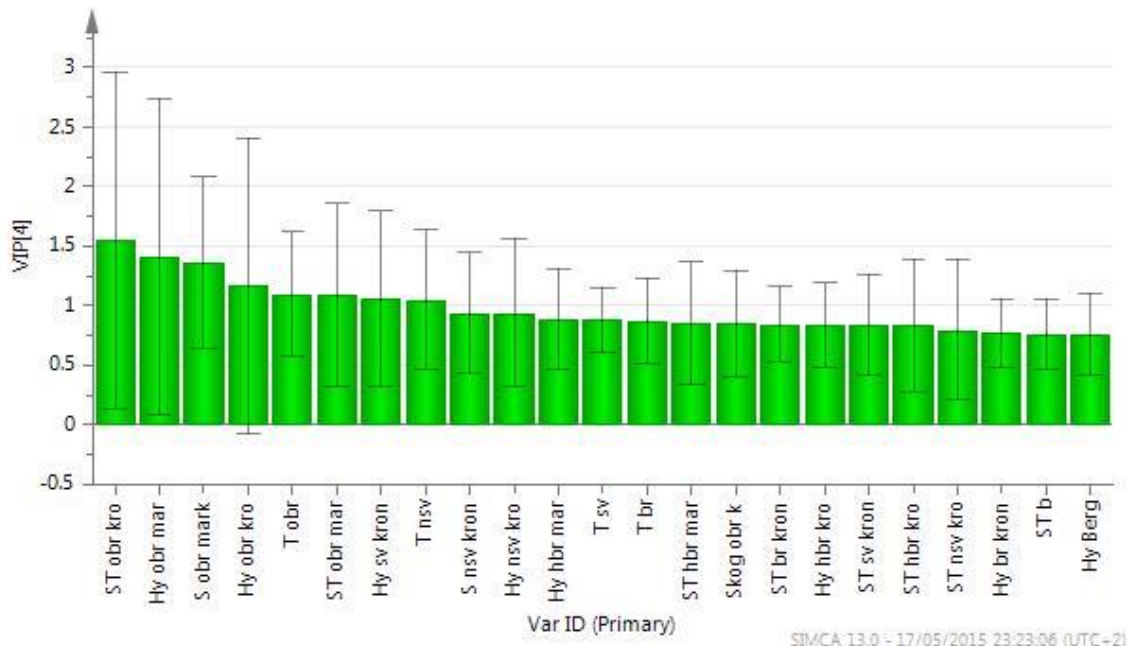


Figur 39 PLS-modell över sulfat och kloridhalter där permutationsplotten visar på  $Q^2$ -värden under 0 på den vertikala axeln. Den första komponenten har ett  $Q^2$ -värde på 0,359 och totalt har modellen ett kumulativt  $Q^2$ -värde på 0,919.

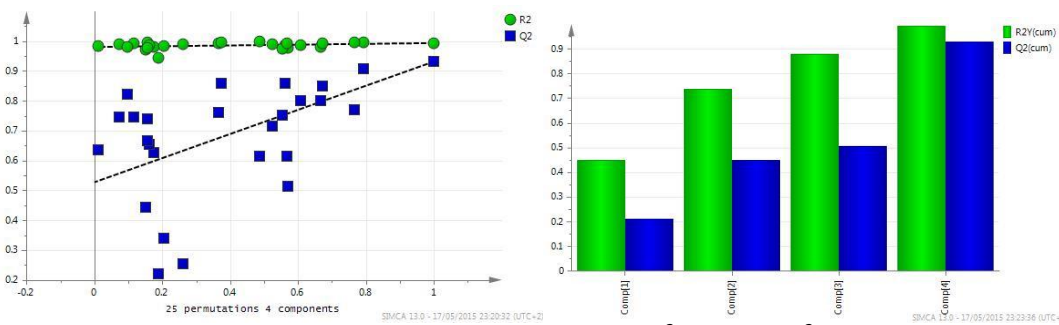


Figur 40 Loading "weights" för sulfat och kloridhalter. Figuren visar på att sulfat och kloridhalterna korrelerade med obrända och något svedda områden med skogsbeklädd torv, obränd torvmark och obränd skogsmark.

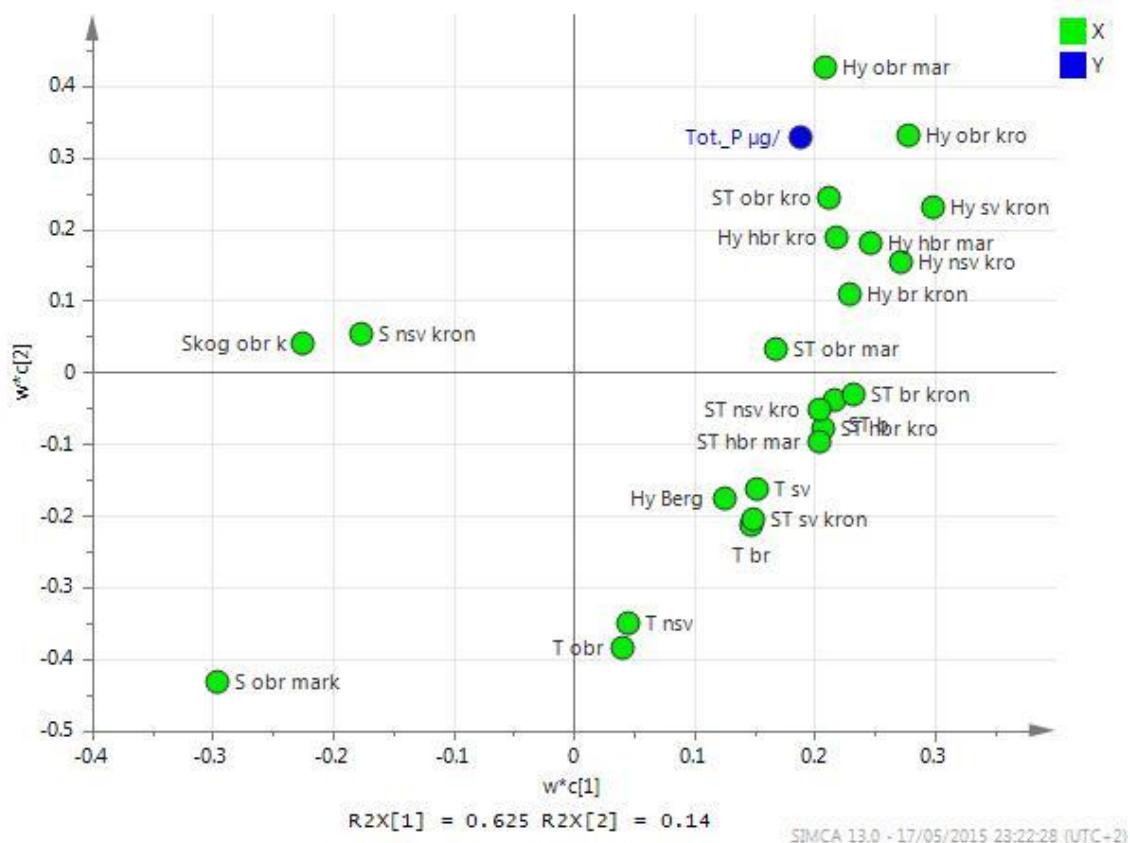
Totalfosforhalten korrelerade enligt PLS-modellen med averkade områden obrända kronor på skogsbeklädd torv (Figur 43). VIP-plotten visar på generellt höga VIP-värden (Figur 41). Permutationsplotten för totalfosfor skär inte den vertikala axeln under noll och den första komponenten har ett relativt lågt  $Q^2$ -värde på 0,212 även om kumulativa  $Q^2$ -värdet är på 0,932 (Figur 42).



Figur 41 PLS-modell med totalfosfor där VIP-plotten indikerar höga värden på samtliga X-variabler.

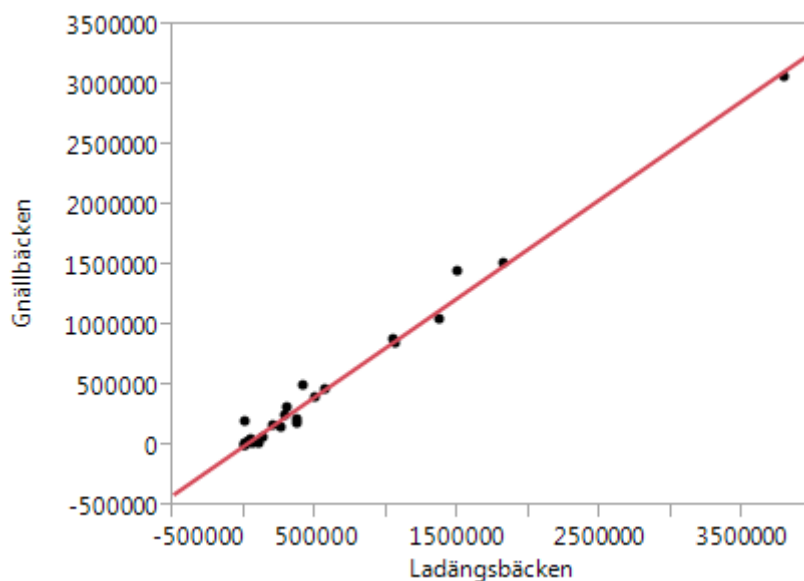


Figur 42 Permutationsplot och komponenternas  $R^2Y$  och  $Q^2$ -värden över totalfosfor. Permutationsplotten skar inte den vertikala axeln under noll men samtliga punkter var under originalvärdet för  $Q^2$ . Det kumulativa  $R^2Y$ -värdet för de fyra komponenterna var 0,994 och det kumulativa  $Q^2$ -värdet var 0,932. Den första komponenten hade ett  $Q^2$ -värde på 0,212.



Figur 43 Loading "weights" för PLS-modell med totalfosfor. Totalfosfor korrelerade positivt med obrända kronor på hyggen och i skogsbeklädd torvmark. Obränd mark i skogsområden hade en negativ korrelation till totalfosforhalterna.

Observationernas korrelation undersöktes och resulterade i att samtliga observationer korrelerade. Ett exempel var Gnällbäcken och Ladängsbäcken som var en signifikant regression med ett  $r^2$ -värde på 0.99.



Figur 44 Korrelation mellan två observationer Ladängsbäcken och Gnäll bäcken. Regressionen var signifikant och har ett  $r^2$ -värde på 0.99.

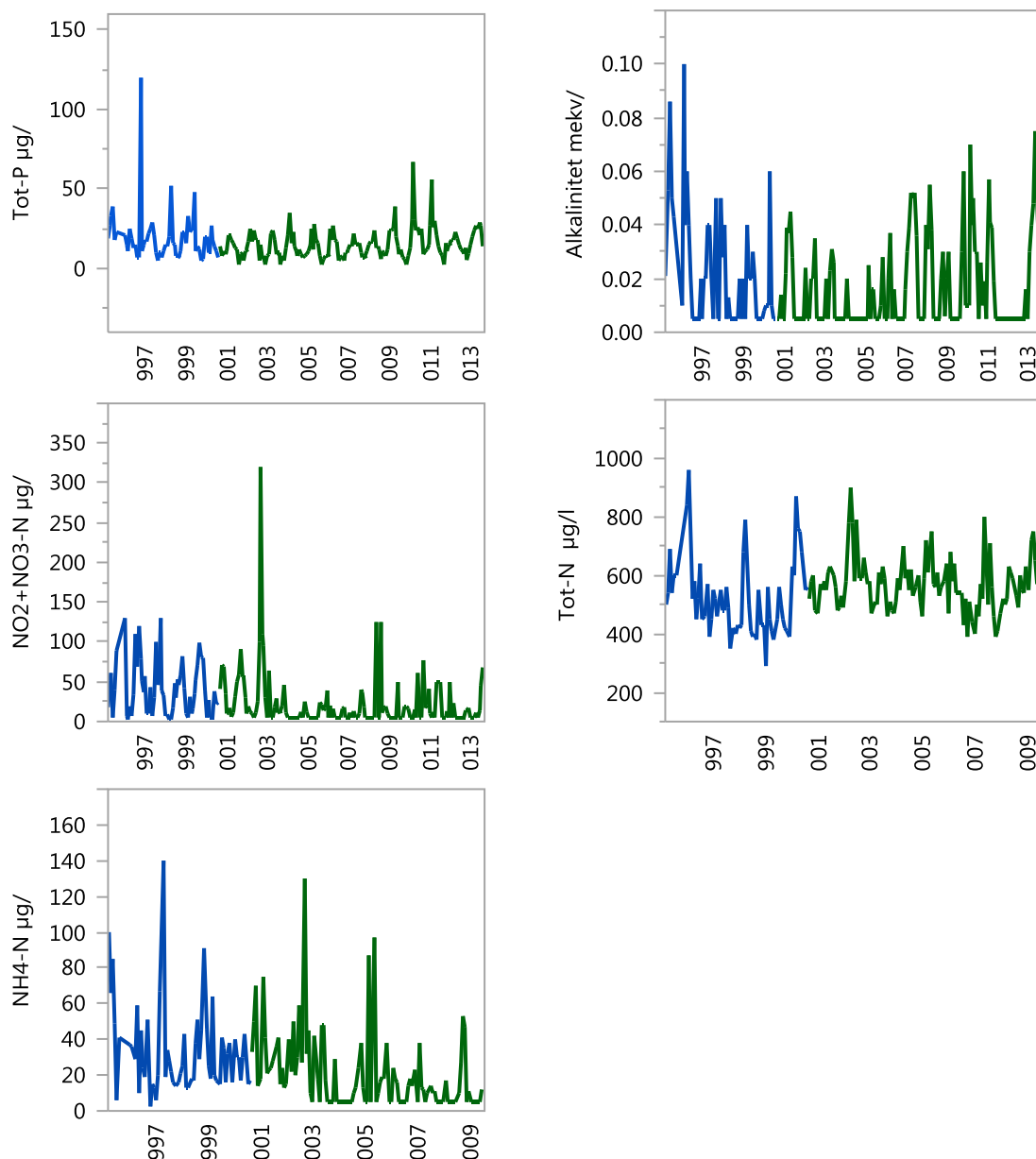
## BILAGA 2 - VALIDERING

Tabell 7 Validering av bildanalys

<b>ID torvmark validerad data</b>	<b>Slutgiltig Klass torvmark från validerad data</b>	<b>ID ovaliderad data</b>	<b>Klass ovaliderad data</b>
1	Obränd torvmark	15	Halvbrända kronor obränd torv
1	Obränd torvmark	14	Lite bränd torv ljus rosa/grå
1	Obränd torvmark	13	Lite bränd torv ljus rosa
2	Något svedd torvmark	10	Bränd torv grå
2	Något svedd torvmark	11	Bränd torv ljus
3	Svedd torvmark	12	Bränd krona, bränd torv 1
3	Svedd torvmark	1	Bränd krona bränd mark ljus
4	Bränd torvmark	5	Hårdare bränd torv 2
5	Hårt bränd torvmark	3	Hårdare bränd torv 1, grönare kalhygge, mer skuggad krona
5	Hårt bränd torvmark	4	Bränd mark kalhygge
6	Berg i dagen	7	Berg och väg
<b>ID skogsmark validerad data</b>	<b>Slutgiltig Klass skogsmark validerad data</b>	<b>ID ovaliderad data</b>	<b>Klass ovaliderad data</b>
1	Obränd krona	8	Obränd krona
1	Obränd krona	9	Obränd krona skuggad
2	Något svedd krona	15	Halvbrända kronor obränd torv
3	Svedd krona	14	Lite bränd torv ljus rosa/grå
3	Svedd krona	13	Lite bränd torv ljus rosa
4	Bränd krona	10	Bränd torv grå
4	Bränd krona	11	Bränd torv ljus
5	Hårt bränd krona	12	Bränd krona, bränd torv 1
5	Hårt bränd krona	5	Hårdare bränd torv 2
5	Hårt bränd krona	1	Bränd krona bränd mark ljus
6	Berg i dagen	7	Berg och väg
7	Obränd mark	6	Skugga något bränd skog
8	Hårt bränd mark	3	Hårdare bränd torv 1, grönare kalhygge, mer skuggad krona
8	Hårt bränd mark	4	Bränd mark kalhygge
8	Hårt bränd mark	16	Skuggad bränd jord träd
8	Hårt bränd mark	17	Skuggad bränd något bränd torv

## BILAGA 3 – UTVÄRDERING AV GÄRSJÖBÄCKEN OCH GÄRSJÖBÄCKEN NEDRE

Tidsserier innan branden för provtagningsplatserna Gär sjöbäcken och Gär sjöbäcken nedre analyserades för att uppskatta variationen mellan provtagningsplatserna. Totalfosfor halterna är generellt något högre i Gär sjöbäcken nedre än i Gär sjöbäcken (Figur 45). Detsamma gäller för alkalinitetshalterna och årsvariationerna av nitratkväve och nitrit-kväve.



Figur 45 Tidsserier över variationen i provtagningsplatserna Gär sjöbäcken och Gär sjöbäcken nedre. Blå streckade linjer visar på provtagningar i Gär sjöbäcken nedre och gröna linjer visar på provtagningar i Gär sjöbäcken.

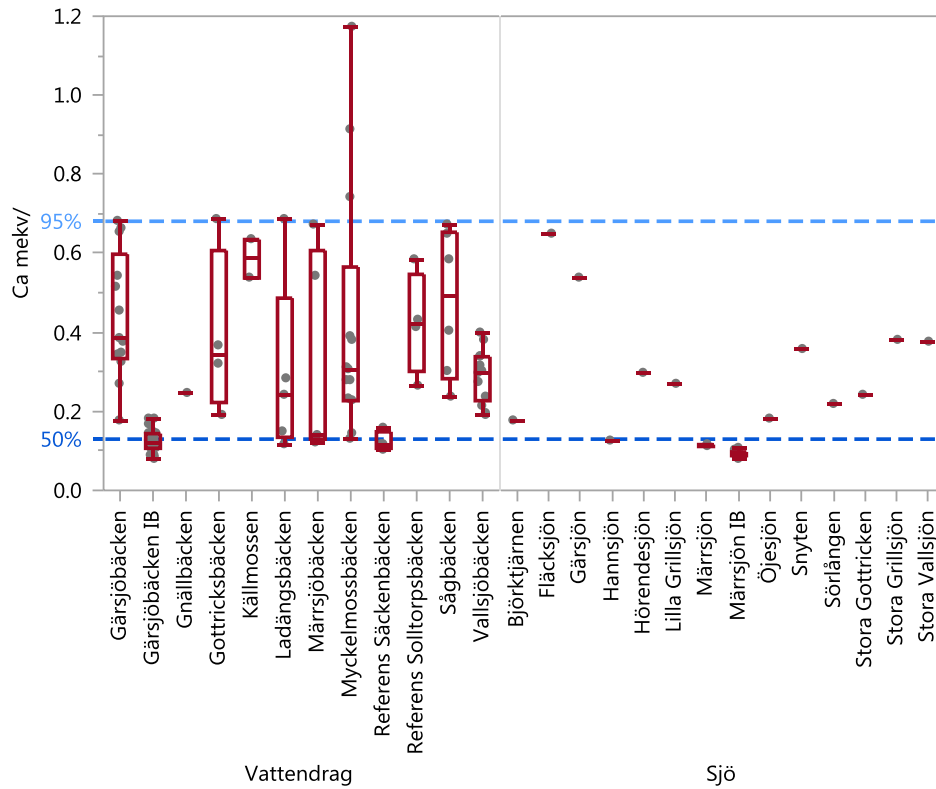
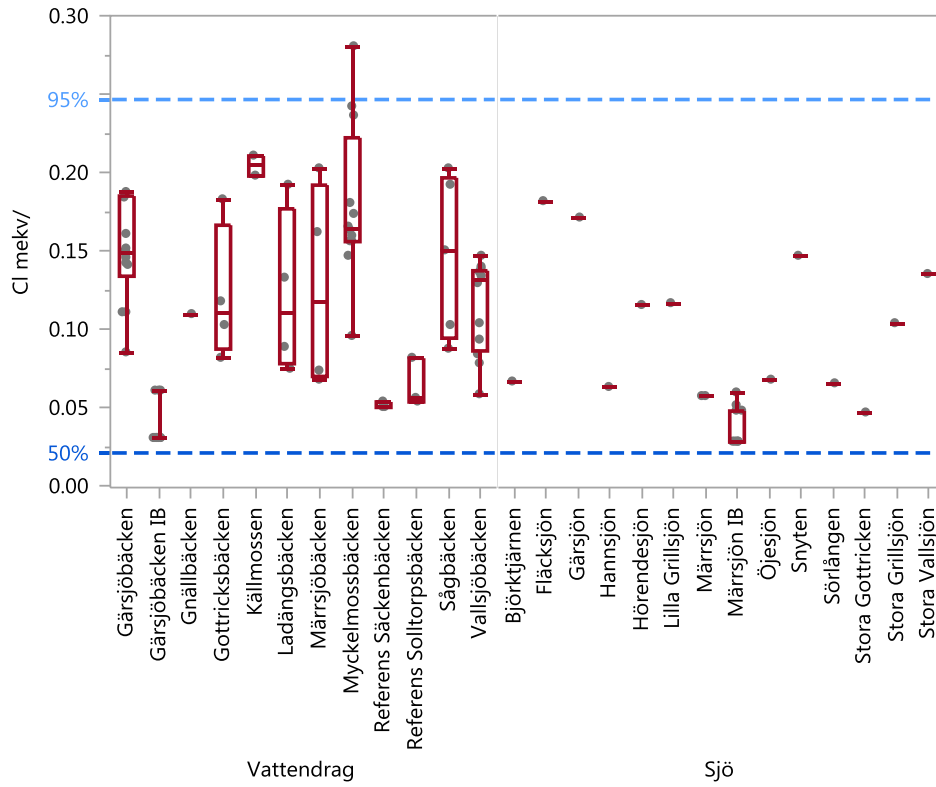
### DISSKUSSION

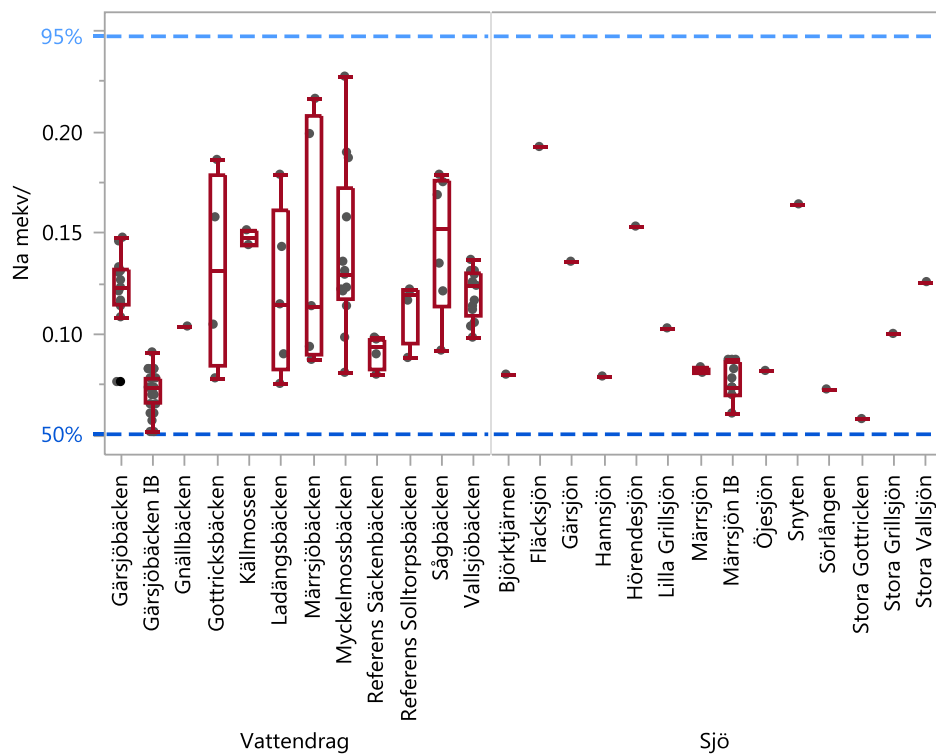
I Gär sjöbäcken nedre fanns en större andel jordbruksmark vilket gav ökade halter av NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>-N och Tot-P. Brandens effekter i området var betydligt större än variationerna innan branden. Mätningen gjord vid samma tillfälle i de båda bäckarna efter branden visade på en minimal haltskillnad. På grund av den ringa variationen



efter branden och att haltvariationen innan/efter branden var så pass mycket större än variationerna innan branden ansågs det möjligt att summera bäckarna till en provtagningsplats. I analyser kring vattenkemi och brandhårdhet användes det sammanlagda analysresultatet i Gärsjöbäcken och Gärsjöbäcken nedre.

## BILAGA 4 – BAS- OCH ANJONER





Figur 46 Halter av Cl, Na och Ca i vattendrag och sjöar efter branden från 21/8 – 16/4. Blå markeringar visar på resultatet från det svenska omdrevsprogrammet 2007-2012 (Fölster et al., 2014).

## BILAGA 3 – FÖRÅNGNINGSTEMPERATURER

Tabell 8 Näringsämnenas lägsta förångningstemperatur (Neary et al., 1999)

Näringsämne	Förångningstemperatur [°C]
P	774
N	200
S	800
Mg	1107
Ca	1240
K	760
Na	880