GÖTEBORGS UNIVERSITET
Institutionen för geovetenskaper
Avdelningen för naturgeografi
Geovetarcentrum

MARKANVÄNDNINGENS OCH VATTENFÖRINGENS PÅVERKAN PÅ VATTENKVALITETEN I VALBOÅN

Sofia Rasila

ISSN 1400-3821

B467
Projektarbete
Göteborg 2005

Postadress
Geovetarcentrum
S-405 30 Göteborg

Besöksadress
Geovetarcentrum
Guldhedsgatan 5A

Telefon
031-773 19 51

Telfax
031-773 19 86

Earth Sciences Centre
Göteborg University
S-405 30 Göteborg
SWEDEN

Sammanfattning

I Valboån, Färgelanda kommun, finns problemen med övergödning, erosion och grumligt vatten. Dessa uppmärksammades i början av 1990-talet och gällde främst höga halter av näringsämnena kväve och fosfor. Utredningar om Valboån har bland annat genomförts av länsstyrelsen i västra Götalands län med avsikt av att lokalisera utsläppskällor samt kartlägga alla vattendrag i Valboåns avrinningsområde. Syftet med föreliggande arbete är att undersöka vattenkvaliteten samt dess påverkan av markanvändning och vattenföring. Området som valdes ut för studien ligger i den norra delen av Valboåns dräneringsområde, där markanvändningen kring ån varierar mellan jordbruksmark och skogsmark. Åtta stycken provtagningsplatser valdes ut för att på bästa möjliga sätt representera olika slags miljöer och markanvändning.

Provtagningar skedde en gång i veckan under fem tillfällen i oktober och november 2004. Vid varje tillfälle mättes pH, konduktivitet och vattenföring i fält. Utöver detta togs vattenprov för vidare analys. Dessa analyserades med avseende på mängd suspenderad material, kemiskt löst material, halter av nitrat, klorid, totalfosfor samt innehåll av ett flertal metaller. Analyserna genomfördes bland annat med hjälp av fotospectrometer och ICP-MS.

Totalfosforhalterna som uppmättes var mycket låga, men det märks en tydlig skillnad mellan de olika provplatserna. Avrinningen från jordbruksmark uppvisar högre halter än avrinningen från skogsmark/mosse. En liknade trend gäller för suspenderat material (slamhalt) i vattnet, det vill säga höga halter kännetecknar jordbruksmark och låg halt skogområden. Erosionen är kraftigare i öppen och oskyddat terräng och detta medför större tillförsel av material till vattendraget. För suspenderat material visar mätningarna relativt klart att hög vattenföring följs av hög halt suspenderat material. För övriga ämnen uppvisas ingen tydlig korrelation mellan vattenkemi och vattenföring. Av de analyserade metallerna hamnar alla halter över "naturligt opåverkade vatten" men framförallt inom gränserna för "låga halter med liten risk för biologiska effekter" enligt naturvårdsverkets gränsvärde. Tre av metallerna; koppar, bly och kadmium hamnar på värden som innebär måttlig risk för biologiska effekter.

Förord

Uppsatsen är ett 20 poängs examensarbete i naturgeografi som utförts vid Göteborgs Universitet, avdelningen för naturgeografi.

Jag vill tacka de som varit inblandade i mitt examensarbete, först och främst docent Mats Olvmo som varit min handledare och gett mig god vägledning. Vill också tacka docent Lars Franzén som möjliggjorde analyser med ICP-MS och docent Björn Holmer som gav mig bra synpunkter och råd. Även ett tack till Jan Sandell, miljö- och byggchef på Färgelanda kommun, som gav mig idén till projektet och tillgodo såg mig med bakgrundsmaterial samt kartor. Slutligen vill jag också tacka min familj som försåg mig med mat, husrum och bil samt assisterade mig under provtagningarna.

Innehållsförteckning

Sammanfattning 1
Abstract 2
Förord 3
1. Inledning 5
1.1 Syfte och frågeställningar 6
2. Vattendraget-påverkan, processer och vattenkemi 7
2.1 Markanvändning 7
2.1.1 Erosion 7
2.2 Vattendrag- Vattentillförsel och transport 8
2.3 Vattendragens sammansättning och variationer 9
2.4 Vattendragets kemi 9
3. Områdesbeskrivning 14
3.1 Allmänt om Valboån 14
3.2 Geologi 15
3.3 Tillståndet i Valboån 16
3.4 Nederbörd och vattenföring 17
3.5 Tillförsel av närsalter till ån 18
3.6 Erosionsrisken i området 19
4. Metodik 20
4.1 Beskrivning av studieområdet och mätplatserna 20
4.2 Vattenföringsmätningar 22
4.3 Vattenprov 23
4.4 Beräkning av transporterat material 24
5. Resultat 25
5.1 Nederbörd 25
5.2 Vattenföring med flygelmetoden 25
5.3 Vattenföring med flottörmetoden 26
5.4 Vattenprovsresultat 28
5.4.1 Vattenlaborationer och fältmätningar 29
5.4.2 Resultat från fotometer SQ 118 33
5.4.3 Resultat från ICP-MS 35
6. Diskussion 41
6.1 Nederbörd och vattenföring 41
6.2 Vattenprov och fältmätningar 41
7. Slutsatser 48
8. Referenser 49
8.1 Böcker och tidskrifter 49
8.2 Internetadresser 50
8.3 Kartor 50

1. Inledning

Vatten är en av våra viktigaste resurser och fyller en mängd funktioner i vår omgivning. Vattnet runt om i världen ger människor dricksvatten, fiske, bevattning och transport. Men vatten skapar också problem då det transporterar, sprider och deponerar material och föroreningar. Vattendrag, sjöar och hav är stora recipienter för såväl naturliga som antropogena ämnen. Vatten har en stor förmåga att omhänderta och oskadliggöra ämnen på olika sätt. Det finns dock en gräns för hur mycket som kan mottas och den har överskridits på många platser på ett eller annat sätt. Bland annat läcker jordbruksmarker ut stora mängder partiklar och närsalter till vattendragen som i sin tur leder till igensedimentation, övergödning, syrebrist och igenväxning. Det som händer i vår omgivning påverkar vattnets kvalitet och sammansättning i hög grad, allt från naturliga variationer i geologi till mänsklig påverkan i form av olika sorters markanvändning och utsläpp.

Färgelanda kommun har haft stora problem med grumligt vatten, erosion och övergödning i Valboån. Höga halter av näringsämnen uppmättes i början av 1990-talet och på grund av detta bildades "samrådsgruppen för Valboån", vars främsta syfte var att begränsa läckaget av närsalter och därmed förhindra övergödning (Eriksson 2001). Bland annat togs initiativ till en undersökning av området där alla vattendrag i Valboåns dräneringsområde kartlades och olika fakta om området sammanställdes (Svenland 1996). Det var främst jordbrukets påverkan på Valboån som undersöktes och rapporten skulle bland annat fungera som ett underlag för planering av skyddszoner, dammar och våtmarker. 2001 genomfördes ytterligare en utredning, vilken behandlade effekterna som uppkommit från en utdikning av ån (Eriksson 2001). I rapporten uppskattades graden av erosion samt gavs olika förslag på erosionshindrande åtgärder. Platsen som undersöktes ligger till viss del inom området som omfattas av den här studien.

Hur markanvändningen påverkar vattenkvaliteten har tidigare studerats i ett antal uppsatser på naturgeografiska institutionen, exempelvis Larsson (1997), Hellström (1998) och Brodin & Kron (2004). I dessa tre uppsatser har vattnets sammansättning längs ett vattendrag studerats och påverkan från bland annat markanvändningen har undersökts. Vattendragens storlek har varierat betydligt. Larssons (1997) slutsatser, från studien på en större bäck, var att skogområden påverkar vattenkvaliteten mindre än odlad mark eller betesmark. I studien framkom även att bebyggelse och industri främst påverkade vattendraget uppströms, nedströms i vattendraget var det i stället främst naturliga variationer som påverkade vattenkvaliteten. En liknade studie utfördes av Hellström (1998), hennes slutsatser var bland annat att det sker ett större läckage av nitrat från jordbruksmark än skogsmark samt att sandiga jordar lättare urlakas på fosfor än lerhaltiga jordar. Brodin & Kron (2004) undersökte ett betydligt större vattendrag (Ätran) och av deras resultat framkom bland annat att fosforhalterna minskade i skogsområden jämfört med övrig markanvändning. Deras slutsatser var att klimat, jordart och berggrund har inflytande över hur stor påverkan olika slags markanvändning får på vattenkvaliteten. De uppmärksammade också skillnaden mellan stora och små vattendrag. I större vattendrag som Ätran sker en snabb utjämning av ämnens halter och därför skiljer sig deras resultat en del från de två tidigare studierna.

Den här studien har ett liknade syfte som de ovan behandlade, men ytterligare faktorer kommer att undersökas som exempelvis tungmetaller samt suspenderat- och kemiskt löst material.

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med arbetet är att se om vattenföring och markanvändning påverkar vattenkvalitén och dess variationer. Ett utvalt område i Valboåns dräneringsområde undersöks och anledningen till val av plats är att markanvändningen varierar mellan skogsmark, mossar och jordbruksmark. Arbetet kan ses som ett komplement till tidigare undersökningar av Valboån.

Frågeställningarna som studien utgår från:

- Hur påverkar markanvändningen vattenkemin?
- Hur stor är erosionen i vattendragen och hur varierar den mellan olika slags markanvändning?
- Finns det några samband mellan vattenföring och olika ämnens koncentration i vattendragen?
- Finns det några metallhalter i området som hamnar inom Naturvårdsverkets gränser för risk för biologiska effekter?

2. Vattendraget- påverkan, processer och vattenkemi

2.1 Markanvändning

Människan har på många sätt medverkat till att de naturliga förhållandena i miljön förändras och typen av markanvändningen påverkar bland annat vattenbalansen samt vattnets kvalitet. Markanvändningen som studeras i denna undersökning är främst jordbruksmark och skogsmark/mosse. Dessa typer av användning påverkar vattendraget exempelvis genom dikning, vattenreglering, torrläggning av våtmarker samt uträtning av vattendrag (Bergström 1993).

Jordbruksmarken är oftast bar stor del av året och detta medför att den är exponerad för regn och vind. Bristen på ett vegetationstäcke och bindande rötter gör att nederbörden når marken direkt och detta kan leda till ytavrinning som för bort material och näringsämnen från åkrarna. Förutom denna förlust sker också oftast utsläppt från djurstallar och till viss del från enskilda avlopp av kväve och fosfor. Tillsammans gör detta att jordbruksmark står för en stor del av utsläpp av närsalter till vattendragen, men även andra ämnen som exempelvis metaller kan läcka från jordbruksmark, då till exempel från konstgödsel. Det saknas också ofta träd och buskar kring kanterna på vattendraget, antingen för att marken brukas ned till vattnet eller för att det finns betande djur som tar bort vegetationen och kompakterar marken. Detta medför att det avrinnande vattnet inte kan fångas upp utan leds direkt ut i vattendraget (Dahlman & Lindström 050930).

I skogsmark finns däremot ett skyddande vegetationstäcke som kan fånga upp och omvandla ämne innan de når vattendraget. Rötter binder också jorden och på så sätt blir förlusten av material mindre. Skogsmark har även ett betydligt högre innehåll av organiskt material i jorden. Detta hindrar ytavrinning genom ökad ytfriktion samt stärker jordens struktur och ger därmed ett ökat skydd mot erosion (Asselman 1997). I de fall skogsbruk bedrivs ökas förlusten av både närsalter och material. Den skyddande vegetationen försvinner då och det sker ofta dikning som påskyndar vattnets väg och därmed förhindrar naturlig rening.

2.1.1 Erosion

Anledningen till att man vill minimera erosion är att den för det första tunnar ut jordlagret och därmed minskar dess förmåga att hålla kvar näringsämnen. Detta medför en minskad/försämrad skörd på jordbruksmarker eller nödvändighet att tillföra näring i form av gödsel. Den andra anledningen är att det material som eroderas bort från olika typer av marker bland annat för med sig närsalter och när dessa i sin tur når vattendragen uppkommer problem som till exempel övergödning och spridning av kemikalier från jordbruket (Boardman & Harris 1990).

I och med nederbörd och ytavrinning sätts två processer igång; erosion och transport. Erosionen är den lösgörande processen och generellt sett ökar den med ökad partikelstorlek, transporten å andra sidan ökar då partikelstorleken minskar. Det innebär att lera är svårare att bryta loss, men enklare att transportera bort och tvärtom gäller för sandiga jordar. Jord som innehåller större partiklar eroderar sällan eftersom infiltrationsförmågan i jorden ofta överstiger regnfallets intensitet. Vattnet för med sig små partiklar som fastnar på regndropparna och den sträckan de eroderade partiklarna kan transporteras beror på dess storlek, densitet, form samt hastigheten på det avrinnande vattnet. Större partiklar som sand kan endast transporteras en kortare sträcka, finare sand och grövre silt deponeras då avrinningshastigheten avtar medan finare silt endast kan deponeras i stillastående vatten.

På jordbruksmark är regndroppar den största orsaken till erosion. Det krävs energi för att marken ska eroderas och ett kraftigt regnfall innehåller en stor mängd energi. Det är storleken på regndropparna som bestämmer energiinnehållet och en ökad intensitet på regnfallet medför en ökad storlek på dropparna plus ökad mängd regndroppar. Den typ av erosion kallas "rain-splash erosion" och är den process som är av störst betydelse vid lösgörandet av partiklar (Morgan 1995).

En ytterligare faktor som kraftigt påverkar erosionen är lutningen på marken. Ökande lutning ger ökande erosion och då lutningen överstiger 10 % ska noggranna övervägelser göras innan odling av området påbörjas. På siltig lerjord eller lerjord är den effekt dock inte så stor, (FAO 1965). Anledningen till att erosionen är högre i sluttningar beror på att avrinningshastigheten ökar och då kan mer material transporteras bort. Vattnets kvarhållande förmåga minskar beroende av fåror, rännilar och depressioner i marken.

Under 1900-talet har det skett stora förändringar i det svenska jordbrukslandskapet, som exempel kan nämnas ökad åkerareal, annorlunda brukningsmetoder och ändrade dräneringsmönster. Dessa förändringar har i många fall lett till att vattnets väg och omsättningstid har förkortats och att känsligheten för erosion ökat (Alström & Bergman 1990). Detta medför att materialet i vattnet har svårare att sedimenteras och att denitrifikation minskar. Det material som når vattendraget kan då innehålla ämnen som kväve och fosfor som i höga halter leder till övergödning. Övergödning av vattendrag kan leda till problem för fiske, friluftsliv, industrier och dricksvatten då det ger en oönskad tillväxt av alger och andra vattenväxter. Oftast är det fosfor som ger de största problemen med övergödning eftersom det är det begränsande ämnet i de flesta svenska vattendrag.

2.2 Vattendraget- tillförsel och transport

Vattendrag som älvar och floder avvattnar landområden och transporterar vattnet till haven samt transporterar lösgjort material ifrån högre liggande område till lägre liggande delar av dräneringsområdet. På detta sätt sker en kontinuerlig process för att utjämna landskapets topografi. Det vatten som tillförs ett visst vattendrag kommer från områdets avrinningsområde (eller dräneringsområde). Ett visst område avgränsas av en vattendelare där all avrinning inom området sker till ett vattendrag. Det är oftast topografin som bestämmer dräneringsområdets storlek, dock främst i områden som inte är påtagligt påverkade av mänsklig aktivitet. I andra områden har vattnets vägar ofta störts och förändrats, där påverkas avrinningsområdets gränser mer av mänskliga barriärer som exempelvis vägar och byggnader.

De processer som har betydelse för vattendragets morfologi, erosion, transport och deposition av material i vattendragen, styrs alla av vattnets hastighet. Detta påverkar de hydrauliska förhållandena och egenskaperna hos det transporterade materialet. I ett naturligt vattendrag finns dels sträckor med erosion, dels sträckor med deposition. Övergången mellan dessa utgörs av transportsträckor. En minskad vattenföring medför att erosion och transportförmåga avtar medan depositionen ökar på den berörda sträckan. Vattenhastigheten är högst längst ifrån botten och kanterna då friktionen är lägst där. De högsta flödena uppkommer vanligtvis ett tag efter att vattentillförseln avtagit i intensitet eller helt upphört. Beroende på storleken på vattendragets avrinningsområde tar denna fördröjning olika lång tid, några timmar i små bäckar till betydligt längre tid för större vattendrag (Grip & Rodhe 1994). Även andelen sjöyta påverkar vattenföringen då avrinningsområden med stor andel sjöyta har mindre variationer i vattenföringen. Detta beroende på att sjöar har en dämpande effekt på flödet då de fungerar som vattenmagasin, detta gör att extrema flödestoppar kan utjämnas (Bergström 1993). Erosion och översvämningar förekommer främst i vattendrag med snabba

flödestoppar. Snabba flödestoppar innebär att vattennivån stiger kraftigt efter regn eller snösmältning men att toppen snabbt passerar, detta förekommer ofta i små bäckar (Eriksson 2001).

2.3 Vattendragets sammansättning och variationer

Vattendragens sammansättning varierar både med tid och rum och då observationer sker på en plats under en viss tid så kommer vattnets sammansättning att förändras beroende på att nederbördens och torrdepositionens sammansättning varierar, att tillrinningen till vattendraget är olika stor samt påverkan från biologisk aktivitet (Grip & Rodhe 1994). Då sammansättningen längs med ett vattendrag studeras, under samma tidpunkt, uppvisas också variationer. Det orsakas av att grundvattnet får längre transportsträcka till utströmningsområdet ju längre ned i vattendraget mätplatsen befinner sig och av att utströmningsområdets karaktär förändras. Även biologiska aktiviteter kan påverka dessa variationer.

Nederbörden infiltrerar markens översta skikt, humusskiktet, som består av helt eller delvis nedbrutet organiskt material. I detta lager finns stora mängder utbytbara väte- och metallkatjoner som kan reagera med nederbördsvattnet. Detta gör att eventuella variationer i nederbördens sammansättning utjämnas och det vatten som tillförs vattendragen får liknande sammansättning. Vid de tillfällen som utströmningsområdena är mättade på vatten, eller på jordar med liten infiltrationsförmåga (till exempel lerjordar), kommer nederbörden istället att nå vattendraget direkt utan chans att förändras och därmed påverka vattendragets kemiska sammansättning mer påtagligt (Grip & Rodhe 1994). Utströmningsområdena är små vid tillfällen med låg vattenföring och lågt grundvattenstånd. Utflödet till vattendraget sker då i dess botten och längs kanterna, grundvattnet får i dessa fall mycket lite kontakt med organiskt material. Detta medför att pH-värdet blir högt då vattnets ursprung är djupare grundvatten. Ökad nederbörd medför ökad vattenföring och högre grundvattenstånd som resulterar i mer ytligt grundvatten och att nederbörden rinner av utan att först ha hunnit infiltrera marken. pH-värdet kommer då att sjunka (Grip & Rodhe 1994). Ämnen som kisel, kalcium och magnesium, som huvudsakligen kommer från vittrade mineral, finns i höga koncentrationer vid låg vattenföring och lågt grundvattenstånd. Ett högt flöde innebär att koncentrationerna av dessa ämnen späds ut.

Den högsta koncentration av vätejoner och halt av trevärda aluminiumjoner finns närmast vattendelaren i ett vattendrag (Grip & Rodhe 1994). Nedströms minskar halten av dessa sura katjoner, istället ökar halten av kisel och baskatjoner som kalcium, magnesium och natrium. Anledningen är att uppehållstiden för det utströmmande vattnet är längre ju längre ned i dräneringsområdet man kommer och grundvattnet har då deltagit i mineralomvandlingsprocesser i grundvattenzonen (Grip & Rodhe 1994). Den kemiska vittringen, sönderdelningen av markens mineral, bidrar till att neutralisera det sura i marken. Det är en långsam process men den leder till att pH-värdet i markvattnet stiger under tiden som det transporteras ner genom marken.

2.4 Vattendragets kemi

Nedan redovisas för de ämnen och som kommer att behandlas i studien samt för konduktivitet och pH.

Suspenderat material

Suspenderat material utgörs av mycket små partiklar som ler och silt. Denna storlek på partiklar kan finnas i rinnande vatten och utsläpp, men i stillastående vatten sedimenteras dessa partiklar relativt snabbt (Bydén et al. 1996). Partiklar som hålls kvar i ett filter med

porvidden 1 µm räknas som suspenderat material. Halter på 6-12 mg/l tyder på hög slamhalt (Bydén et al. 1996). Mängden suspenderat material är störst i flödestopparnas början och kommer sedan att avta, även om avrinningen är fortsatt hög (Nordström 1986).

Kemiskt löst material
Kemiskt löst material representerar den mängd fasta ämnen som finns kvar i en bägare efter att vattnet har filtrerats och avdunstat. Det representerar i stort sett summan av alla upplösa ämnen och kan i princip jämföras med salinitet (Drever 1997). Kemiskt löst material utgör ett betydande bidrag till den totala transporten i ett vattendrag och detta medför att kemiskt löst material är en effektiv denudationsmekanism (Knighton 1998). Kemiskt löst material är inte lika beroende av flödet som suspenderat material (Knighton 1998). I svenska vattendrag transporteras material främst som kemiskt löst material, globalt sett dominerar dock transport av suspenderat material (Nordström 1986).

Konduktivitet
Konduktiviteten är ett mått på vattnets elektriska ledningsförmåga. Ju fler joner vattnet innehåller desto bättre ledningsförmåga (Bydén et al. 1996). Konduktiviteten uttrycks antingen i milliSimens/meter (mS/m) eller mikroSimens/centimeter (µS/cm). Här kommer µS/cm användas i fortsättningen (1 mS/m = 10 µS/cm).

Värdena på konduktiviteten i vattendrag och sjöar varierar normalt mellan 50-400 µS/m. Konduktiviteten ger information om mark och berggrundsförhållanden i dräneringsområdet och höga värden kan indikera att utsläpp förekommer. Ett förorenat och/eller näringsrikt vatten har då en högre ledningsförmåga på grund av ett högre innehåll av joner. Även försurade vattendrag uppvisar förhöjda konduktivitetsvärden. Det är främst kalcium, magnesium, kalium, sulfat och vätekarbonater som bidrar med joner.

pH
pH-värdet i vattendrag och sjöar varierar, men ska ligga runt pH 7. I områden med kalkrik berggrund har vattnet ofta ett pH-värde på över 8, i näringsfattiga sjöar pH 6 och det kan i kraftigt försurade sjöar vara så lågt som pH 4 (NV 040929). De första skadorna på växter och djur sker då pH-värdet sjunker under 6. För att motverka försurning kalkas i dag många svenska sjöar och vattendrag vilket har medfört ett högre pH-värde.

Kväve
Kväve förekommer i tre olika former; organiskt bundet kväve, nitratkväve och ammoniumkväve. Då avfall från växt- och djurriket, innehållande organiskt bundet kväve, bryts ned frigörs främst ammoniumkväve. Det löses lätt i vatten men binder sig även lätt till partiklar i jorden, ammoniumjoner omvandlas normalt sett till nitrat i mark, i gödsel och i vattendrag (Svenland 1996). Nitrat är lättlösligt i vatten, den binds inte till partiklar i åkermarken utan transporteras med markvattnet bort till närmast vattendrag. Via nederbörd och luft (våt- och torrdeposition) sker en tillförsel av kväve till både vattendrag och mark. Denna tillförsel kan bland annat leda till att skogsmarker blir kvävemättade och medverkar till försurningen av mark och vatten (NV 041006).

Kvävelläckaget från åkrar antas ha legat på ungefär samma nivå sedan 1800-talet. Skillnaden idag är att betydligt mer kväve når haven och vattendragen och detta bidrar i sin tur till övergödning av havsvikar och sjöar (NV 041006). Anledningen till detta kan vara att våtmarker har försvunnit, åkrarna har utdikats, sjöar har sänkts och vattendragen har rensats

och rätats ut. Dessa förändringar har medfört att vattnet nu har kortare och snabbare transportsträcka där kvävet inte kan omvandlas och stoppas upp.

Fosfor

Fosfor är ett nödvändigt ämne för plantors tillväxt och förekommer i många olika former i mark och vatten. De högsta halterna av fosfor i jordbruksmark finns bundet till jordpartiklar eller jordaggregat då antingen adsorberat eller bundet i kemiska föreningar (Ulén 1997). Mängden tillgänglig fosfor är oftast otillräcklig. För att öka den tillgängliga mängden fosfor tillsätts ofta organisk eller oorganisk konstgödsel, men ofta i alltför hög mängd och då växterna inte klarar att uppta allt byggs det istället upp ett lager i jorden. Den största delen av den överflödiga fosforn binds till partiklar i jorden, men en del transporteras bort från åkrarna och hamnar i vattendrag (Börling 2003). Fosfor kan transporteras från jordbruksmark både i partikulär form och löst i vatten. Halterna av fosfor i svensk åkermark var låga innan handelsgödsel började användas, nu har däremot både halterna av lättlösligt och svårlösligt fosfor i jordbruksmarkerna ökat. Detta trots att fosforgödslingen på åkermark har minskats med ca 60 % sedan 1970-talet (NV 041006). Fosforläckage från jordbruksmark varierar under årstiderna och från år till år, variationerna beror främst på klimatet. Mycket nederbörd innebär att läckaget från åkermark blir stort.

I vatten finns fosfor som organisk partikulärt bunden samt i organisk och oorganisk löst form. Fosfor har flera olika transportvägar till vattendragen, bland annat via vinderosion, ytavrinning, erosion i vattendrag, dräneringsvatten, grundvatten och olika slags punktkällor. Förutom denna tillförsel kan halterna också öka genom olika slags processer i vattnet som botten- och bankerosion, suspension samt kemiska/biologiska processer. Fosforhalten kan även minska genom andra kemisk/biologiska processer samt genom sedimentation, dock kan sedimentation leda till frigörande av fosfor nedströms (Ulén 1997).

Total fosfor (tot-P) är den totala mängd fosfor som finns i mark eller vatten och där ingår löst oorganiskt fosfor (ortofosfat), polyfosfater, löst organiskt fosfor och partikulärt bunden organisk och oorganisk fosfor.

Klorid

Kloridhalten används som mått på vattnets innehåll av salt. Områden som ligger över högsta kustlinjen (HK) har normalt sett låga kloridhalter. Dock kan områden nära kusten påverkas av saltspray från havet och i bebyggda områden kan vägsalt, läckage från avlopp eller deponier öka kloridhalterna i vattnet.

Områden under HK har ofta högre kloridhalt beroende på att dessa områden utgjorde havsbotten efter att inlandsisens smälte av och de avsatta lerorna kan nu kan läcka ut salter. Förhöjda halter av klorid är skadliga för växter, orsakar korrosion på metalledningar och kan ge smakförändringar på dricksvatten. Höga kloridhalter har dock inga förgiftningseffekter på människan (Bydén et al. 1996).

Metaller- källor och egenskaper

Metaller är ämnen som är naturligt förekommande i jordskorpan och olika metaller förekommer i olika stor halt i miljön. Flera av metallerna är essentiella spårämnen för växter, djur och människor, men höga halter kan istället orsaka skada (NV 041027). Metaller förekommer naturligt i låga halter i sötvatten, men finns oftast i högre halter i organismer och sediment på grund av naturlig anrikning. Halterna i miljön varierar naturligt på grund av olika vittringshastighet av bergarterna i dräneringsområdet, vattnets surhetsgrad samt organiskt innehåll (NV 041027). Metaller har en mängd olika antropogena utsläppskällor, både till luft

och till vatten. Industrier som släpper ut metaller är gruvor, smältverk, gjuterier, papper- och massaindustri. Det sker även utsläpp med dagvatten, rötslam och avloppsvatten från tätorter. Förutom detta finns många diffusa källor som rörledningar, förbränning av fossila bränslen och läckage från deponier. Atmosfärisk spridning av metaller sker långt från källorna på grund av att partiklarna är mycket små. Även lokala punktkällor bidrar till ökande metallhalter i miljön. Generellt sett är halterna av metaller förhöjda mot naturliga halter i svenska sjöar och vattendrag (NV 041028). Halterna av metaller skiljer sig åt i olika delar av landet, södra Sverige har oftast två till tre gånger högre halter än norra Sverige. Detta beror dels på att södra delarna får ta emot mer nedfall av metaller och försurande ämnen, dels är bakgrundshalterna är högre. När det gäller koppar, krom och arsenik är avvikelsen ännu större. Orsaken kan vara ett naturligt läckage av dessa metaller från de postglaciala lerorna som finns i Sveriges södra delar (SLU 041103). Tungmetaller (densitet över 5g/cm^3) ackumuleras i marken. En del av ämnena som kadmium, arsenik, nickel och zink är dock relativt lättlösliga och kan därför förflyttas lättare. Oftast får ämnena en ökad rörlighet då pH-värdet sjunker och ämnena börjar då urlakas från marken till vattendrag i närheten. Bly, krom och koppar är mindre lättrörliga och kan i princip bara förflyttas tillsammans med markpartiklar de fäst sig till (NV 041027). I vatten finns tungmetallerna främst i komplex eller fästa till kolloidytor (Bydén et al. 1996).

Aluminium

Förhöjda aluminiumhalter hänger ofta samman med försurning av marken. Detta beror på att aluminiums löslighet kraftigt ökar vid ett pH ner mot 4 och sjöar samt vattendrag tillförs aluminium genom surt grundvatten (Bydén et al. 1996). Aluminium i halter högre än 75-200 µg/l kan vara giftiga för vattenorganismer. Gränsvärde för dricksvatten ligger på 100 µg/l och 500µg/l för enskilda vattentäkter. I sura sjöar och vattendrag ligger halterna ofta på 10-100 µg/l (Bydén et al. 1996).

Järn

Vattendrag och sjöar tillförs järn genom upplösning av järnrika mineral samt korrosion av exempelvis ledningar. För höga halter av järn i vattnet kan ge dålig lukt och smak samt medför igensättning av ledningar. Livsmedelsverkets gränsvärde för järn är satt till 100 µg/l för vatten utgående från reningsverk, 200 µg/l för tappvatten på allmän plats och 500 µg/l för enskilda vattentäkter. I ytvatten ligger järnhalterna ofta på värde under 200 µg/l (Bydén et al. 1996).

Kalcium- vattnets hårdhet

Kalcium tillsammans med magnesium bestämmer vattnets totalhårdhet, ju högre innehåll av dessa joner desto hårdare vatten. Ett mjukt vatten ökar risken för korrosionsangrepp medan ett hårt vatten kan ge utfällningar i ledningar och kärl. Giftiga ämnen kan få minskad toxicitet i hårt vatten, hårdheten ska dock inte överstiga 15°dH (1°dH ≈7 mg Ca/l). Hårdheten har betydelse bland annat vid dosering av tvättmedel då det behövs mindre vid mjukt vatten. Hårt vatten leder till sämre tvättförmåga på grund av att kalcium och magnesiumjonerna fäller ut fettsyror i tvålen.

Arsenik

Arsenik används i bekämpningsmedel och kan spridas vid förbränning av kol. Alla arserikföreningar är mycket giftiga. Halter över 15 µg/l ger ökad risk för effekter på det biologiska systemet (NV 041028).

Bly
Bly har ingen positiv funktion hos levande organismer utan orsakar endast skada. Blykällor är exempelvis kablar, sänken, startbatterier och färgpigment (tidigare också i bensin). Halter över 3 µg/l ger ökad risk för effekter på det biologiska systemet (NV 041028).

Kadmium
Kadmium är en lättrörlig metall i mark och vatten, framförallt om markens pH-halt sjunker på grund av försurning. Kadmiumkällor är exempelvis batterier och som förorening i konstgödsel. Kadmium som anrikats i marken kan börja läcka ut till närliggande vattendrag. Halter över 0,3 µg/l ger ökad risk för effekter på det biologiska systemet (NV 041028).

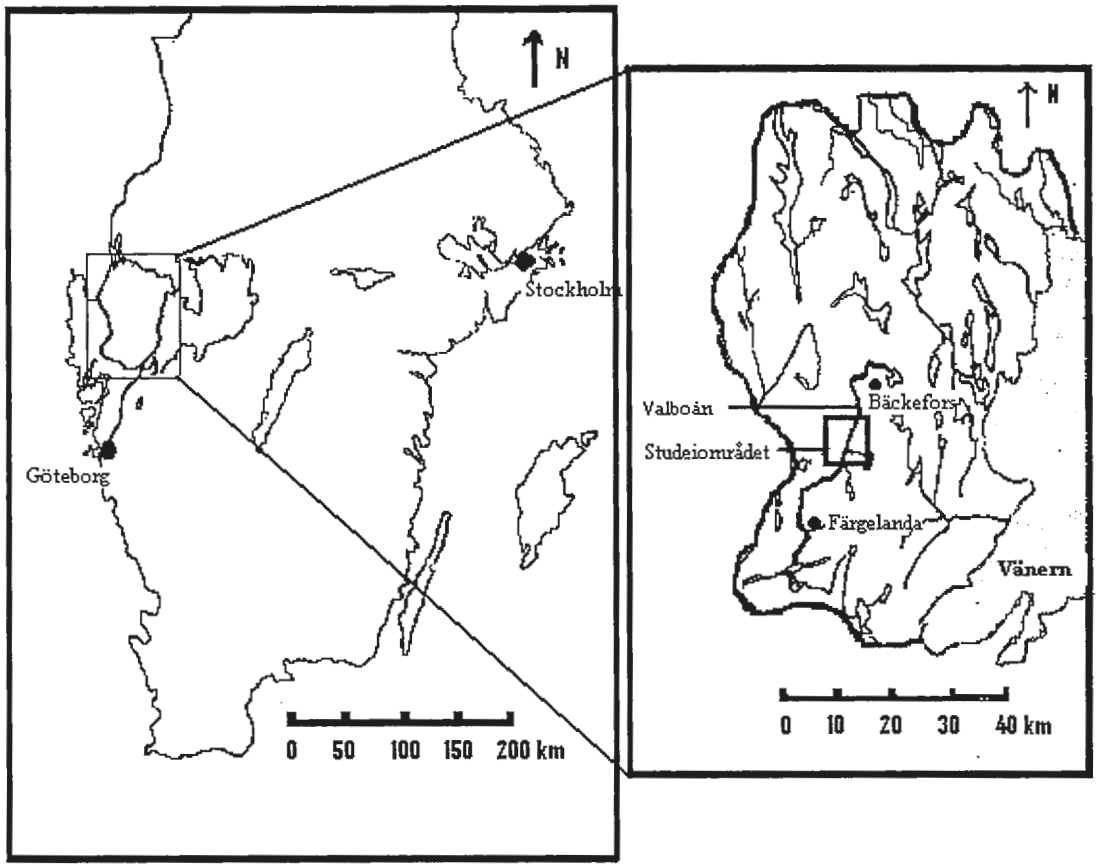
Koppar
För många organismer i vattnet blir koppar giftigt vid halter på 2-5 µg/l (NV 041028). Den naturliga kopparhalten i vattendrag ligger på 0,5-3 µg/l och halter över dessa värden kan tyda på föroreningar eller geologiska avvikelser i berggrunden och ökar då risken för biologiska skador. Antropogena kopparskällor är bekämpningsmedel, färg och kopparledningar för dricksvatten.

Zink
Zink är, tillsammans med järn, det viktigaste spårämnet. Höga halter av zink har inte visat sig ge några skador på djur, växter eller människor, det är istället brist som kan orsaka problem (Zinkinfo Norden AB 041103). I grödor kan zink verka som ett skydd då det kan blockera kadmiumupptaget, zinkbrist medför då ett ökat upptag av kadmium. Zink har en mängd olika användningsområde och finns bland annat i rostskydd, mässing, brons, färger och träskydd. Halter över 60 µg/l ger dock en ökad risk för effekter på det biologiska systemet (NV 041028).

3. Områdesbeskrivning

3.1 Allmänt om Valboån

I Färgelanda kommun i sydvästra Dalsland, ca 12 mil nordväst om Göteborg, finns Valboån (figur 1). Valboåns källor ligger norr om Bäckefors och i åns början består området främst av bergig skogsmark med högmossar och kärr. Då Valboån rinner in i Färgelanda kommun öppnar sig Valbodalen med jordbruksmark som den dominerande markanvändningen kring ån. Jordarterna skiftar där från morän och grövre jordarter till finmo/lera.



Figur 1. Områdets placering på Sverigekarta, Dalsland visas på den mindre kartan. Underlag till karta: Sverigekarta, skolatlas.
Figure 1. The Areas place in Sweden, Dalsland shows on the smaller map. Basis to map: Map over Sweden, schoolatlas.

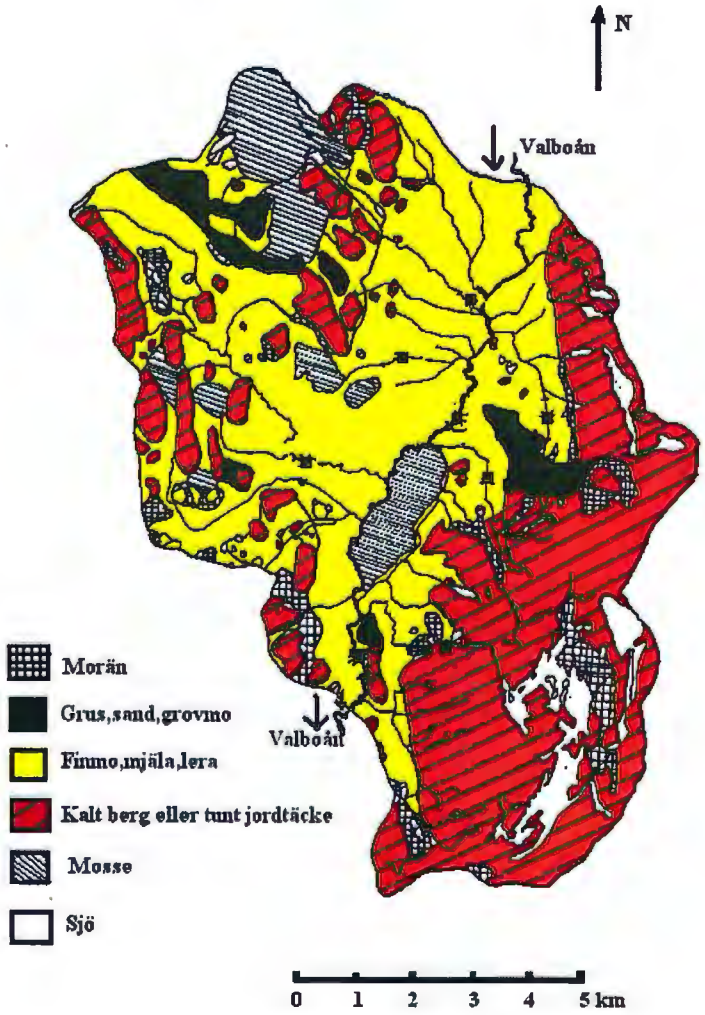
Landskapet varierar under hela åns sträckning med blandad skogs- och jordbruksbyggd. Området närmast vattnet präglas dock oftast av åkermark då lerdalarna kring vattendragen är relativt bördiga. Landskapet kring ån har varierande utformning med såväl flackt landskap som böljande och kuperat, stora slätter är dock ovanligt i detta område. Ån rinner igenom större delen av kommunen, bland annat igenom de större orter som finns i kommunen och mynnar sedan i Ellenösjön. Från Ellenösjön fortsätter ån till Viksjön och vidare i Munkedalsälven som senare rinner ut i Örekilsälven vid Munkedal. Valboåns dräneringsområde, ovanför Viksjön, är ca 50 000 ha och ca 42 000 ha ligger i Färgelanda kommun, 8000 ha uppskattats vara åkermark (Svenland 1996).

Av vattnet som tillförs Valboån kommer en stor andel från myrrika områden, detta vatten är ofta klart men rikt på humusmaterial. Andra tillflöden rinner främst genom jordbruksmarker och får därav grumligt vatten med hög andel suspenderat material (Eriksson 2001).

3.2 Geologi

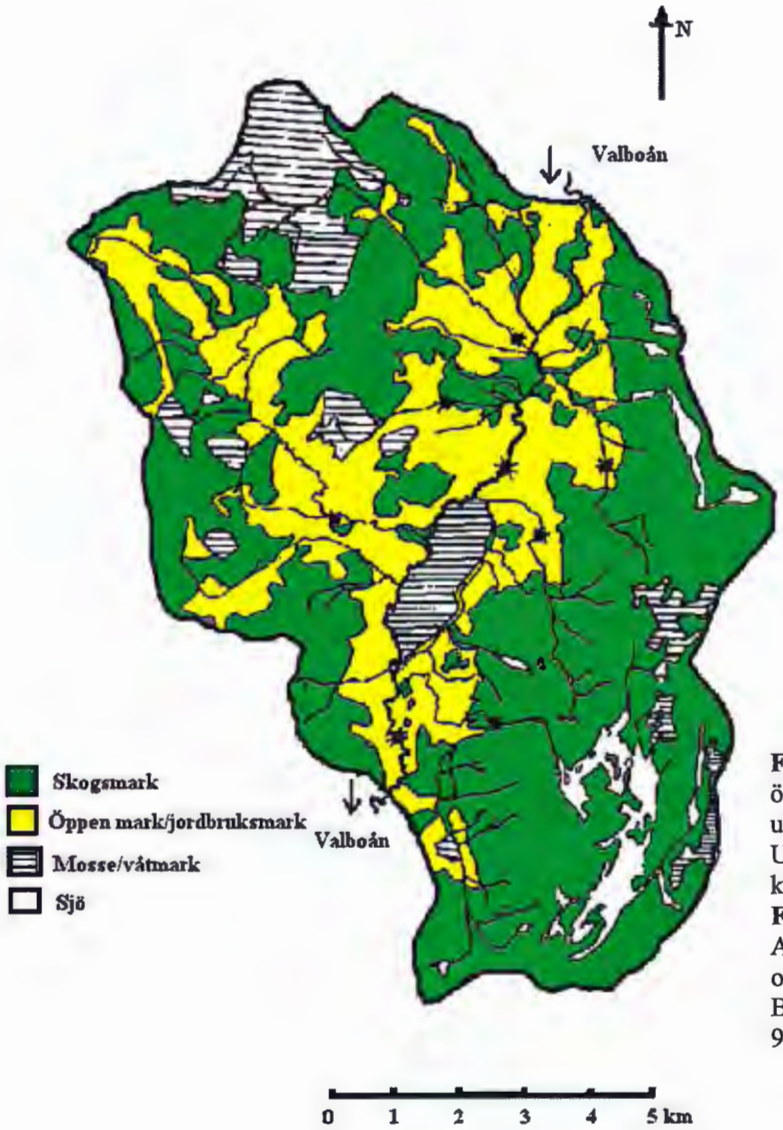
Dalsland ligger i den västra delen av den fennoskandiska urbergsskölden och berggrundens bildning anses ha avslutats för ungefär 900 miljoner år sedan. Berggrunden i Valboåns avrinningsområde består i princip bara av gnejs och granit. Det finns dock ett lite område med den så kallade Dalformationen som består av en söndervittrad bergskedja med bland annat kvartsit (Svenland 1996).

Jordarterna i området bildades då den senare inlandsisen lämnade området för ca 11 000 år sedan. Isen, som bedöms varit 2000-3000 m tjock, pressade ner jordskorpan så mycket att havet kunde tränga in. Då isen lämnade området stod havet ungefär 150-160 m över nuvarande havsnivå och större delen av området låg under vatten. En del högre områden och berg stack upp ur havet, dessa kom endast att bli täckta med tunna lager morän, i havet sedimenterades däremot fina partiklar. Ju djupare vattnet var och ju längre tid marken låg under vatten desto mäktigare lager och finare kornstorlekar blev det på de jordarter som bildades. Landhöjningen, som kom att ske då isen försvunnit och trycket lättat, skedde relativt snabbt i detta område och med det fick området sin småskaliga topografi med kuperat landskap.



Figur 2. Jordartskarta över området. Mätplatserna utmärkta på karta. Underlag till karta: Översiktlig jordartskarta över Färgelanda kommun.
Figure 2. Soil Map over the Area. Measurepoints marked out on map. Basis to map: Soil Map over Färgelanda Municipality.

På figur 2 visas jordarterna över det undersökta området. Finmo/lera är de dominerande jordarterna och finns främst i områdets centrala, västra och nordöstra del. I nordväst varierar området mellan mosse, kalt berg, grus/grovmo och finmo/lera. Medan den sydöstra delen utgörs av kalt berg/områden med tunna jordtäcken och med mindre ytor av morän.



Figur 3. Markanvändningskarta över området. Mätplatserna utmärkta på karta.
Underlag till karta: Topografisk karta, 9B Dals-Ed SO
Figure 3. Landuse Map over the Area. Measurepoints marked out on map.
Basis to map: Topographical map, 9B Dals-Ed SO

3.3 Tillståndet i Valboån

Valboån rinner främst genom leområden och är därför är måttligt försurningskänslig. I systemets övre delar finns dock morän som är svårvittrad och därmed känsligare för försurning. Sedan 1980-talet tillförs kalk till Valboån och vattnet i ån har därför ett bra pH-värde nu. Många av källsjöarna till ån är däremot sura (Svenland, 1996).

Det sker främst stora diffusa utsläpp av närsalter från åkermarker och då Valboån mynnar i Ellenösjön får denna sjö motta mycket näringsrikt vatten. Detta har lett till att sjön drabbats av övergödning och det förekommer algblomning i princip varje sommar (Svenland 1996).

Alcontrol AB utför vattenanalyser på uppdrag från bland annat Färgelanda Kommun. En av deras mätplatser finns i det undersökta området; Madbråtsbäcken. Relevanta resultat från rapporten 2002 tas upp för att senare kunna jämförs med mina egna resultat. I rapporten

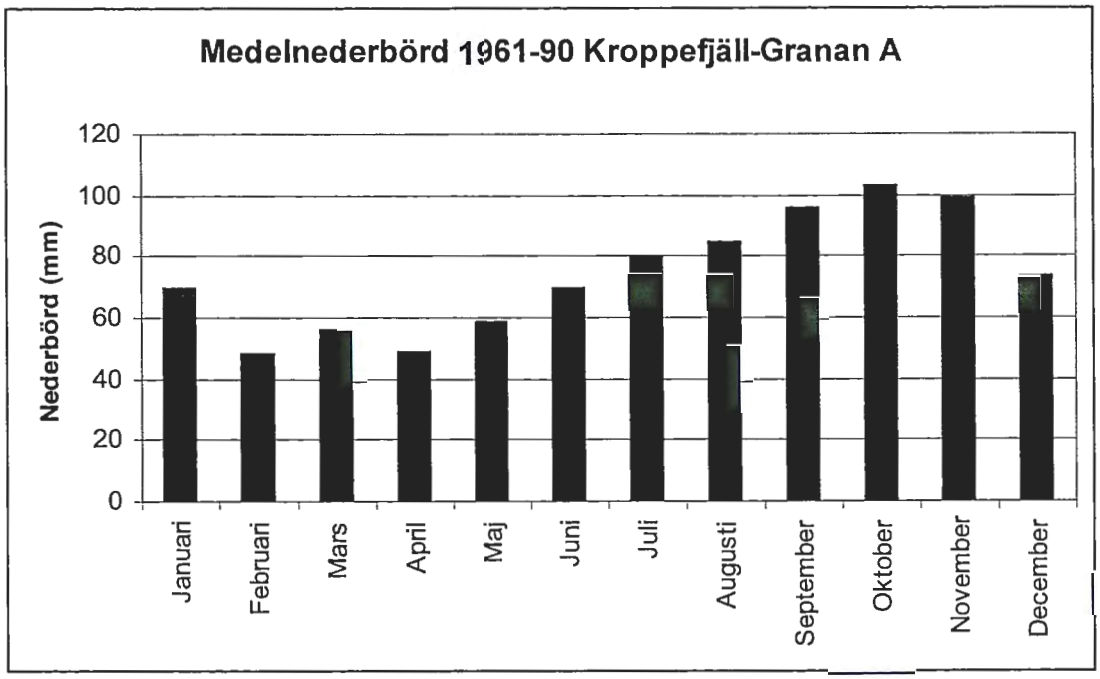
redovisas att fosforhalterna ligger på 72 µg/l och detta motsvarar ett mycket näringsrikt tillstånd. Totalkvävehalterna (tot-N) för Madbråtsbäcken ligger på 1,29 mg/l som svarar för måttliga halter. I Valboån ligger inga av kontrollprogrammets mätplatser inom det undersökta området, men en plats (Tångelanda) ligger 5 km nedströms Härsängen och kommer att användas för jämförelse. På denna plast var fosforhalter relativt höga med 25 µg/l, medan tot-N hamnade på låg halt med 0,6 mg/l.

Valboån har genomgått ett antal förändringar såsom torrläggning, fördjupningar, uträtning av vattendraget och utdikning av mark. För ca 200-300 år sedan såg Valboån mycket annorlunda ut och så gjorde även landskapet runtomkring. Men då jordbruket intensifierades förändrades både landskap och vatten, har det förekommit avvattnings- och täckdikningsverksamheten under de senaste 50 åren. Den senaste utgrävningen som genomfördes medförde att vattenföringen ökade och följderna blev bland annat att erosionen längs åkanten ökade samt ökad frekvens av skred och större förluster av material till ån (Svenland 1996). En utredning genomfördes på denna utgrävning 2001. Sträckan det rörde sig om ingår delvis i den här rapportens undersökningsområde då den sträckte sig från södra ändan av Tvetanemossen till Tångelanda (ca 5 km nedströms Härsängen). Erosionen hade uppmärksammats vara särskilt stor på denna sträcka (Eriksson 2001). Utdikningen medförde att det krävdes högre flöde och därmed högre vattenhastighet innan ån översvämmas. Detta gav resultatet att erosionen ökade i fåran medan det blev minskad sedimentation på omgivande mark och därmed en ökad mängd suspenderat material i ån (Eriksson 2001). Utdikningen beräknades ha ökat vattnets hastighet med 60 % vid medelvattenföring (Eriksson 2001).

Under senare år försöker kommunen och länsstyrelsen dock förhindra ytterligare negativ påverkan på ån. Man har då återskapat eller anlagt nya våtmarker samt byggt skyddszoner på vissa ställen vid ån. Detta innebär att djur ej får beta där och inte heller ska man bruka marken ned till vattenkanten. Mer vallodling förekommer också samt att mer mark som ligger i träda (Alcontrol 1999).

3.4 Nederbörd och vattenföring

Årsmedelnederbörden i området (1961-1990 referensnormaler) ligger på 889 mm vid SMHI:s station Kroppefjäll-Granan A och fördelningen visas månadsvis i figur 4. Medelnederbörden i oktober ligger på 103 mm och detta gör den till den nederbördsrikaste månaden i området, därefter kommer november och september.



Figur 4. Medelnederbörd (1961-1990 referensnormaler) för Kroppefjäll-Granan A. Källa: Alexandersson & Eggertsson/Karlström (2001).
Figure 4. Average precipitation (1961-1990 referensnormality). Alexandersson & Eggertsson/Karlström (2001).

Enligt SMHI:s PLUS-modell, som utgår från åren 1980-89, är normalvärdena för vattenföringen i Valboån högst november till april och då allra högst i april (Alcontrol 1999). Maj till september reduceras vattenföringen till ungefär hälften av vinter- och vårmånadernas vattenföring för att sedan åter öka i oktober. Dessa förhållanden gäller dock i den nedre delen av Valboån så några värden på medelvattenföringen redovisas ej, men vattenföringens variationer under året antas generellt vara lika.

3.5 Tillförsel av närsalter till ån

Åkermark och reningsverk svarar oftast för den största tillförseln av närsalter till vattendrag. Läckage från jordbruket är ofta diffusa källor men kan uppdelas i dels utsläpp från växtodling och dels från djurhållning. Från djurhållning läcker närsalter från bland annat gödselanläggningar och från avloppsvatten från djurstallar. Troligtvis är det en stor del av detta läckage som når vattendragen.

Ett antal större kommunala reningsverk finns i avrinningsområdet. År 1990 uppskattades att totalt 5 % av kvävetransporten och 1 % av fosfortransporten i Valboån kom från reningsverken, utsläppet av närsalter har troligen minskat ytterligare sedan dess (Svenland 1996). Uppskattningar på utsläppet av närsalter från enskilda avlopp anses stå för ca 2-3 % av totala kvävetransporten och 6-9 % av totala fosfortransporten till ån (Svenland 1996).

Det förekommer läckage av närsalter från all sorts mark. I tätorter är det främst utsläpp från trafik, vägar, bebyggelse samt trädgårdar som tillför vattendragen närsalter med yt- eller grundvattnet. Utsläppet av närsalter från mark i kommunens tätorter svarar för ca 3-4 % av totala kvävetransporten och 1-2 % av totala fosfortransporten till Valboån (Svenland 1996). Det finns inga industrier i Färgelanda kommun som bidrar till något nämnvärt utsläpp av närsalter till ån.

Läckage från skogsmark sker dels naturligt, dels beroende på skogsbruk. Avverkningar, utdikning och skogsgödsling är de aktiviteter som medför att närsalter förloras från marken. Jämfört med utsläppet från jordbruksmark ger skogsmarker ett litet läckage, ca 1/10 av jordbrukets, men då skogsmarken upptar en större yta av dräneringsområdet blir det ändå ett märkbart tillskott. Enligt beräkningar anses 14 % av den totala kvävetransporten och 8 % av den totala fosfortransporten till Valboån komma från skogsmarker (Svenland 1996). Den totala förlusten av närsalter från myrar, mossar och kärr är relativt liten i jämförelse med andra markanvändningsområden, men ändå märkvärd i detta område då denna marktyp till stor del finns utbredd i avrinningsområdet. Ungefär 4 % av den totala kvävetransporten och 3 % av den totala fosfortransporten till Valboån beräknas komma från olika slags våtmarker (Svenland 1996).

Vattendragen tillförs inte bara närsalter med avrinning från marker utan även med nedfall från luften direkt till vattnet. Det atmosfäriska nedfallet anses stå för anses 4 % av den totala kvävetransporten och mindre än 1 % av den totala fosfortransporten till Valboån (Svenland 1996).

3.6 Erosionsrisken i området

Många olika faktorer påverkar hur erosionsbenäget ett område är, exempel på dessa är; klimat, jordarter, odlingsmetod och topografi.

- **Klimatet.** Den årliga nederbörden i Valboåns dräneringsområde är i genomsnitt 900-1000 mm (Svenland 1996), den höga nederbördsmängden beror på områdets geografiska läge. Stor del av nederbörden kommer också under vinterhalvåret då marken är delvis bar och därför mycket exponerad för regnet.
- **Jordart.** Åkermarken kring Valboån domineras av finmo/lera. Dessa jordar är oftast svårodlade då de karaktäriseras av att de är täta, packningskänsliga, skorpbildande och struktursvaga. Dessa jordar är också naturlig mycket känsliga för erosion då nederbörd lätt slår lös och för med sig partiklar genom ytavrinning.
- **Odlingsmetod.** Hur åkrarna brukas bestämmer till stor del hur känsliga de blir för erosion. Plöjd eller nyharvad åker är mycket känslig för erosion då marken ligger öppen för exponering. Åkrar med odlad höstgröda kan få ett visst skyddande vegetationstäcke, men kan också vara lika erosionskänsliga som plöjd/harvad åker om grödan ej passar mark och klimat. Åker som ligger i vall är relativt okänslig för erosion. I Valbodalen ligger drygt 50 % av åkermarken i vall, ca 35 % av marken är vårsådd och plöjs på hösten, övrig mark är höstsådd, ligger i grön träda eller är obrukad (Svenland 1996).
- **Topografi.** Erosionsrisken ökar med ökad lutning på sluttningar då vattnet snabbare och med större kraft får med sig partiklar bort från marken. Området som undersöks är relativt kuperat och på många ställen sluttar åkrarna kraftigt ned mot vattnet (Svenland 1996).

Alla dessa faktorer samverkar vilket tyder på att marken i området är känslig för erosion, speciellt under vinterhalvåret.

4. Metodik

4.1 Beskrivning av studieområdet och mätplatserna

Området som valdes ut ligger i den norra delen av Valboåns dräneringsområdets. Åns längd på denna sträcka är ca 14 km och avvattnar ett ca 95 km^2 stort område. Området valdes utifrån att markanvändningen kring ån är varierade och omfattas såväl av jordbruksmark som av skogsmark och mossar. Nedströms dominerar jordbruksmarken helt området.

Mätningarna genomfördes på åtta olika platser vid varje mättillfälle. Platserna valdes genom att söka olika sorters markanvändning i deras avrinningsområden. Det behövdes också finnas en bro i området där mätningar med flygel gick att genomföra. Två av platserna är i Valboån och de övriga sex ligger i bäckar och åar som mynnar ut i ån. Nedan presenteras information om mätplatserna; vilka provtagningar som genomfördes, markanvändning samt tillflödenas k-värde. Markanvändningen har uppskattats utifrån fältbesök och topografisk samt ekonomisk karta, där avrinningsområden till varje tillflöde studerats. Enbart markanvändningen uppströms mätplatsen har tagits med i bedömningen. För att kunna beräkna vattenföring med flottörmetoden behövs ett k-värde. Det är ett uppskattat värde som erhålls genom kontroll av bottenförhållandena i bäcken. Ett värde på k nära 1 tyder på en mycket slät botten som ej har stor påverkan på vattenhastigheten och ett värde nära 0,5 en relativ hög friktion med stening botten som kommer att påverka vattnets hastighet längs botten. Även observationer som gjordes i fält redovisas här. Platsernas lokalisering visas i figur 5.

1. **Svingån.** Vattenprovtagning. Denna plats ligger inne i skogen där ån är uppdämd med små forsar och fall på flera ställen runt mätplatsen. Flottörmätning av inte lämpligt för denna plats, därför togs enbart vattenprov. Svingån är en mindre å med relativt klart vatten. Ån dränerar ett stort område av Kroppefjäll och rinner nästan enbart genom skogslandskap, sista kilometern rinner den genom jordbruksmark. Markanvändningen i dräneringsområdet utgörs bara av skogsmark då mätplatsen ligger uppströms jordbruksmarkens början.

2. **Vinnsäterbäcken.** Vattenprovtagning och vattenföringsmätning med flottörmetoden. Bäcken har sitt källflöde från Kroppefjäll med många mindre tjärnar och rinner senare genom jordbruksmark innan den mynnar i Valboån. Ungefär 10 % av bäckens avrinningsområde består av jordbruksmark. Mätplatsen är omgiven av åkrar, men platsen ligger dock i början av jordbrukslandskapets utbredning. Bäcken har relativt grumligt vatten. K-värdet uppskattas här till 0,7 då botten är täckt av grus och en del större stenar.

3. **Svartebäcken.** Vattenprovtagning och vattenföringsmätning med flottörmetoden. Mätplatsen ligger nära en större väg och omges av buskage och delvis öppen mark. Bäcken har här stenbeklädda kanter för att förhindra erosion. Svartebäcken avvattnar mossar, skogsmark och därefter en bit jordbruksmark. Markanvändningen i bäckens dräneringsområde utgörs av ca 10 % jordbruksmark och ca 50 % myr- och mossmark. Bäckens k-värde uppskattas till 0,6 då dess yta är ojämn och detta påverkar flödet.

4. **Ljusebråtebäcken.** Vattenprovtagning och vattenföringsmätning med flottör. Mätplatsen är omgiven av skog och har grumligt vatten. Vid mättillfälle 2 (22:e okt) hade vattennivån stigit betydligt och samma gällde vid fjärde tillfället (5:e nov) då inte några flottörmätningar var genomförbara. Bäcken har sina källflöden från några tjärnar

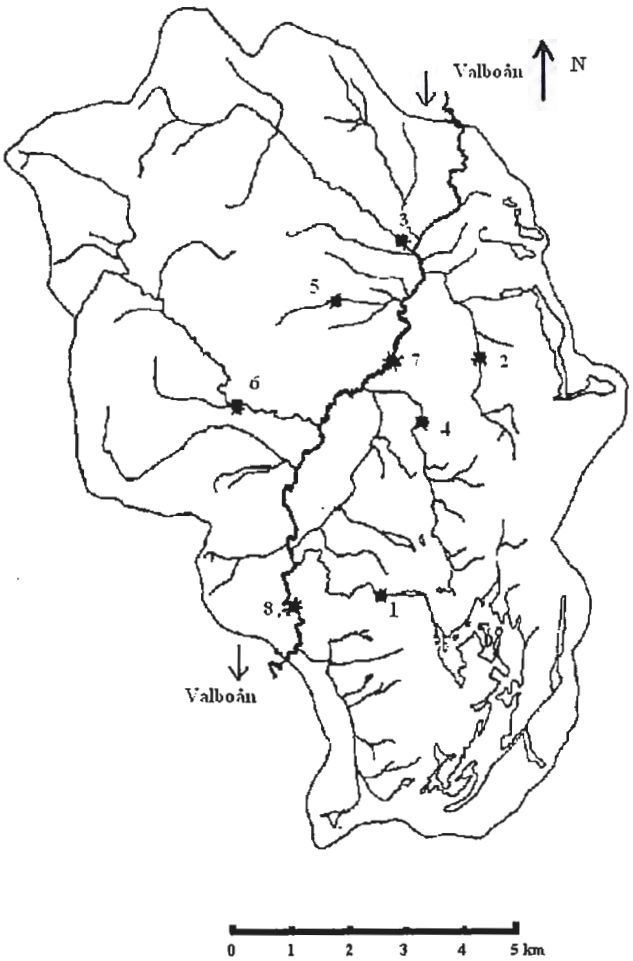
och myrar på Kroppefjäll, ungefär 20 % av avrinningsområdet utgörs av åkermark. Bäckens k-värde uppskattas här till 0,8 då den är relativt jämn.

5. **Skällsäterbäcken.** Vattenprovtagning och vattenföringsmätning med flottörmetoden. Mätplatsen utgörs av skog på ena sidan och gräsbevuxen åker på andra sidan, där det bland annat växer klöver. Strandkanten har stabiliserats med sten på en kortare sträcka, vattnet i bäcken är något grumligt. Bäcken avvattnar mindre mossar och skogsmark i början och därefter jordbruksmark. Avrinningsområdet består av ca hälften skog och hälften jordbruksmark. Bäcken uppskattas ha ett k-värde på 0,7 då den har en relativt stenig botten med en del växtlighet.

6. **Madbråtsbäcken.** Vattenprovtagning och vattenföringsmätning med flottörmetoden. Området som dräneras av denna bäck är till större delen jordbruksmark, ungefär 60 %. Vid provtagningsplatsen är jordbruksmark dominerande med ett öppet landskap och marken är gräsbevuxen men inte plöjd. Bäcken omges på sina ställen av mindre buskage och det växer mycket vass runt vattendraget. Vid ett mättillfälle (22:e okt) är mätplatsen kraftigt översvämmad och vattnet når långt ut på åkern, flottörmätning gick ej att genomföra vid detta tillfälle. K-värdet uppskattas här till 0,75 då botten är ganska jämn men med en hel del växtlighet.

7. **Runnsäter, Valboån.** Provtagning sker vid en bro, förutom de provtagningar som sker på alla ställen genomförs även vattenföringsmätning med flygel här. Valboån är 3-7 m bred vid denna plats, bredden varierade en del under mättillfällena på grund av förändrat vattenstånd. Markanvändningen präglas av jordbruksmark. Grumligt vatten.

8. **Härsängen, Valboån.** Vattenprovtagning. Mätplatsen är omgiven av gräsbevuxen åker, ligger ca 500 m från ett grustag uppströms, vattnet är mycket grumligt och ån är bredare än vid Runnsäter, ca 10 m bred 22:e okt. Denna plats ligger ca 8 km nedströms Runnsäter. Vattentillförsel från öster sker bland annat från Tvetanemossen och Svingån medan det från väster mynnar flera bäckar från jordbruksmark som till exempel Madbråtsbäcken.



1. Svingån
2. Vinnsäterbäcken
3. Svartebäcken
4. Ljusebråtebäcken
5. Skällsäterbäcken
6. Madbråtsbäcken
7. Runnsäter, Valboån
8. Härsängen, Valboån

Figur 5. Valboån med tillflöden, mätpunkterna utmärkta som nummer 1-8.
Underlag till karta: Topografisk kartan, 9B Dals-Ed SO
Figure 5. Valboån with feeder streams, the stations marked like number 1-8.
Basis to map:Topographical map, 9B Dals-Ed SO

4.2 Vattenföringsmätningar

Vattenföringen i Valboån och i dess tillflöden mättes med flygel- och flottörmetoden. Med flygelmetoden mäts bredden på vattendraget med måttband och tvärsnittet delas därefter upp i fem vertikaler, vid varje vertikal mäts vattendjupet med en graderad metallstång. Flygeln monteras sedan fast på en metallstång och förs ned i vattnet där provtagningar sker på 3 olika djup vid varje vertikal, 15 cm från botten, mitten och 15 cm från ytan. Mätningarna sker under 50 sekunder vid varje punkt och ger hur många varv flygeln rört sig. För att erhålla hastigheten divideras först antal varv med 50 sekunder för att få ett n-värde, varv/s. Insättning av detta värde i en kalibreringsformel, som är specifik för varje instrument, ger sedan hastigheten.

För att beräkna vattenföringen ritas ett tvärsnitt upp över ån. Vid varje mätpunkt inritas den aktuella hastigheten. Hastighetsvektorernas ändpunkter sammanbinds och varje vertikals area beräknas genom att räkna antal inneslutna rutor. Detta tal multipliceras med en skalfaktor och mätetalet avsätts sedan som en längd över vertikalerna, längderna sammanbinds till en yta och dess area beräknas genom att återigen räkna antal rutor. Detta antal multipliceras sedan med en ny skalfaktor och resultatet ger den eftersökta vattenföringen (m^3/s). Metoden fungerar bäst mellan intervallet 0,2-2 m/s, lägre värde är svårare att mäta och vid högre flödeshastigheter är det svårt att hålla metallstången, med flygeln, stilla. Felmarginalen ligger på 5-10 %.

Med flottörmetoden mäts en sträcka upp längs med bäcken/ån och därefter kastas pinnar eller liknade i vattnet. Tidtagning sker under tiden flottören färdas längst sträckan, sedan fås hastigheten genom att dividera sträckans längd i meter med tid i sekunder.

För att få ut flödet görs ett tvärsnitt över vattendraget och multiplicerar sedan med hastigheten och det uppskattade k-värde. K-värdet används då flottörmetoden endast ger ythastigheten och ej tar hänsyn till bottenförhållandena. Tvärsnittet erhålls genom att mäta vattendragets djup och bredd och därefter beräkna den aktuella arean. Detta görs genom att rita upp tvärsnittet och sedan räkna antalet inneslutna rutor.

$Q_{flottör}$ (m^3/s) = v × A × k (1)
$Q_{flottör}$ = flödet (m^3/s)
v = hastighet (m/s)
A = tvärsnittsarean (m^2)
k = ett uppskattat värde som beror på bottenfriktionen

Denna metod har ofta en hög felmarginal, 20-30 %, då vattnets hastighet är högre på ytan och på mitten, men detta har försökts justera med ett uppskattat k-värdet. Även beräkning av arean ger risk till felkällor då djupet kan variera mycket och då man mäter under en längre sträcka men enbart gör tvärsnitt för en del som får svara för hela längden, något som inte alltid överensstämmer med verkligheten.

4.3 Vattenprov

Provtagningarna genomfördes den 15:e, 22:e, 29:e oktober och 5:e och 13:e november under år 2004. Provtagningarna skedde vid samma tidpunkt under alla tillfällen och analyserna genomfördes 2-3 dagar efter provtagningarna. Analyserna i ICP-MS kördes dock senare med alla prov vid samma tillfälle.

Vattnets konduktivitet bestämdes ute i fält, med instrument av fabrikatet LF318. Med detta instrument behövs ej ta hänsyn till vattnets temperatur då det kalibreras automatiskt. Mätsonden sänktes ned i vattnet och värdet avlästes på displayen efter att det stabiliserats sig. Sonden ska helst vara i rörelse under mätningen, ett helt stillastående vatten kan ge ett felaktigt värde. Mätsonden sköljdes av efter varje mätning.

Vattnets pH uppmättes direkt ute i fält med hjälp av pHscan WP1. Innan mätningarna utfördes en kalibrering där elektroden på instrumentet sänktes ned i en lösning med känt pH, en buffertlösning. Värdet stabiliserades på det kända värdet och då kalibreringen var klar kunde instrumentet användas. Buffertlösningen som används ska ligga nära de förväntade värdena för att ge bästa möjliga resultat. Instrumentets nedersta del, elektroden, förs ned i vattnet och resultatet avläses då värdet stabiliserat sig. Efter varje mätning sköljdes elektroden i destillerat vatten.

Vattenprov insamlades i fält vid varje mätplats. En provflaska fästes vid en metallstång och fylldes långsamt med vatten medan stången vertikalt fördes mellan olika vattendjup. Proven kom senare att analyseras. Mellan provtagningstillfälle och analyserna hölls proven i kylskåp för att minska risken för förändringar i vattnets kemi.

Vid varje tillfälle uppmättes först 9,0 ml provvatten (från varje mätplats) och blandades med 1 ml salpetersyra för att provens pH skulle sänkas. Dessa kunde sedan lagras, utan att vattnet förändrades, för att efter mätperiodens slut samköras i ICP-MS. Halten suspenderat- och kemiskt löst material bestämdes därefter. Provens volym mättes först i mätglas och därefter filtrerades en del av vattnet i en büchnertratt med Munkellfilter. 50 ml av provvattnet pipetterades till en bägare, med känd vikt, och ca 100 ml av det filtrerade provvattnet fördes över till en provflaska för senare analys med hjälp av fotospektrometer. Provflaskor och

mätglas sköljdes därefter noga ur med destillerat vatten så att allt material i provflaskan och mätglaset skulle komma med i beräkningen. Filterpapperet som använts i büchnertratten placerades i en degel med känd vikt, degeln placerades sedan i en brännugn på 550°C i 6 timmar. Efter att degeln avsvalnade till rumstemperatur vägdes den igen och skillnaden i vikt gav massa suspenderat material. Det vatten som tidigare förts till bägare (med känd vikt) placerades i en värmeugn på 105°C i 24 timmar för indunstning. När bägaren avsvalnat till rumstemperatur vägdes den igen, skillnaden i vikt före och efter ger massa kemiskt löst material. All hantering av bägare, filter och deglar skedde med tång.

Med hjälp av Fotometern SQ 118 analyserades vattnets innehåll på nitrat ($N0_3^-$), kalcium (Ca^{2+}), klorid (Cl^-) och fosfat (PO_4^{3-}). Analyserna utfördes enligt beskrivning i manual. Provvattnet blandades med olika spectroqvanter (reagensvätskor) och fördes därefter över i kyvetter som placerades i fotometern för avläsning. Vid varje test kördes först ett blankprov, innehållande samma reagensvätskor men destillerat vatten istället för provvatten, för att kalibrera fotometern. Våglängderna i proverna lästes av i maskinen och ett värde erhölls i mg/l.

All hantering av provvatten och kemikalier gjordes så noggrant som möjligt för att undvika större felkällor. Bägare, pipetter och övrig utrustning diskades eller sköljdes med destillerat vatten mellan användningarna. Felkällor vid analys med fotometern är mätfel på +/- 0,5 mg/l enligt manualen (varierar dock lite beroende på testat ämne), men kunde ge betydligt större felmarginal då halterna i proven var lägre än fältet den mäter. Felmarginalen medförde att en del prover har fått mer osäkra halter beroende på att de varit låga-mycket låga (till exmpel klorid). Det var också svårt att kunna mäta upp exakta volymer och mängder. Ytterligare felkällor gällde främst nitrat då de uppmätta halterna kan vara lägre än verkliga. Detta beroende på att bakterier konsumerar nitat om vattnet ej förvaras tillräckligt kallt.

Förutom de ämnen som tidigare behandlats gavs också tillfälle att analysera vattenproven i en ICP. **ICP-MS,** som den mer korrekt heter, står för: **I**nductively **C**oupled **P**lasma-**M**ass **S**pectrometry och är en analysteknik som baseras på att proven förs in i en plasma med hög temperatur som spjälkar molekyler och joniserar atomer. Jonerna förs därefter igenom en kon in ett vakuum och för att sedan föras in i en masspektrometer. Där sorteras jonerna efter massa och på detta sätt kan de olika grundämnena i ett prov (och deras naturliga isotoper) skiljas åt och haltbestämmas. Detta instrument kan mäta mycket små koncentrationer vilket är positivt då vattnets innehåll på bland annat metaller skall undersökas. Men då denna analysmetod är mycket känslig och mäter mycket små koncentrationer kan föroreningar i provflaskor ge missvisande resultat.

4.4 Beräkning av transporterat material

Med utgångspunkt från vattenföringsmätningar och resultatet av suspenderat- och kemiskt löst material samt beräknas mängd transporterat material per dygn.

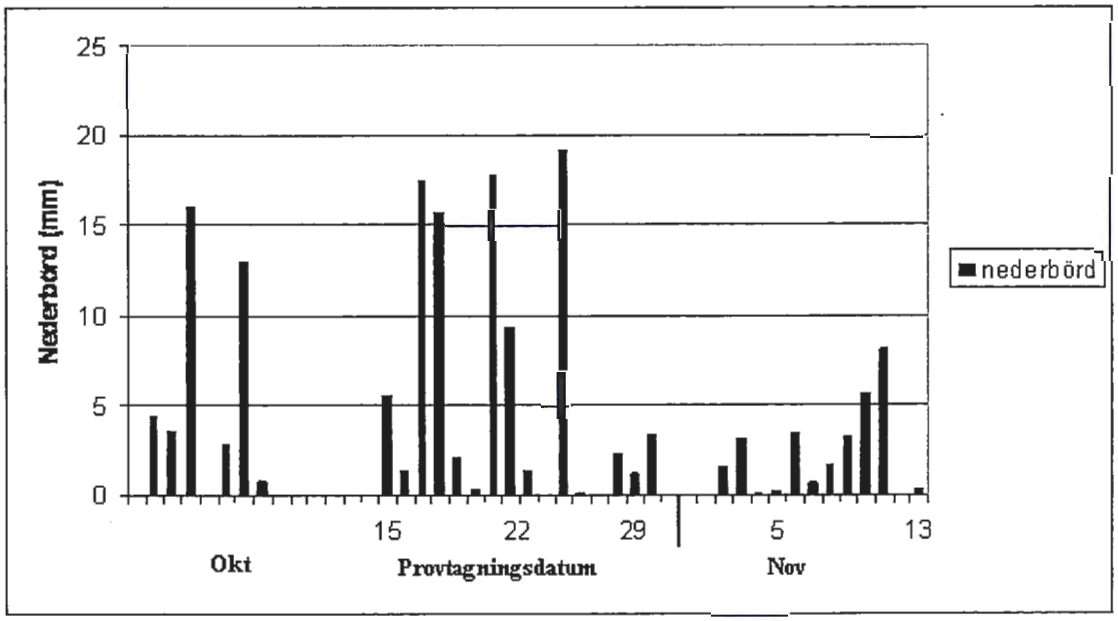
$$T_{dygn} = Q \times q \times t \times 10^{-6} \qquad (2)$$

T_{dygn} = Mängd (ton) per dygn
Q = Vattenföring (m^3/s)
q = Suspenderat- resp. kemiskt löst material. (mg/l)
t = Tid (ett dygn)
10^{-6} = Omräkningsfaktor till ton

5. Resultat

5.1 Nederbördsdata

Nederbördsdata över perioden redovisas i figur 6. Data erhölls av SMHI, från stationen Kroppefjäll-Granan A. Då mätperioden uppdelas i veckor (utgående från tidpunkt för vattenföringsmätningarna) är det perioden 15-21:e okt som utmärker sig med sammanlagt 60,4 mm nederbörd. Minst nederbörd, 0,8 mm, faller under perioden 8-14:e okt. Bland övriga perioder fördelar sig nederbörd efter följande: 22-28:e okt: 32,2 mm, 29:e okt-4:e nov: 9,2 mm och 5-12:e nov: 23,3 mm. Sammanlagd nederbörd för oktober 2004 var 137,9 mm och vid jämförelse med 1961-1990 års referensnormaler ligger detta året på 34,9 mm mer nederbörd.

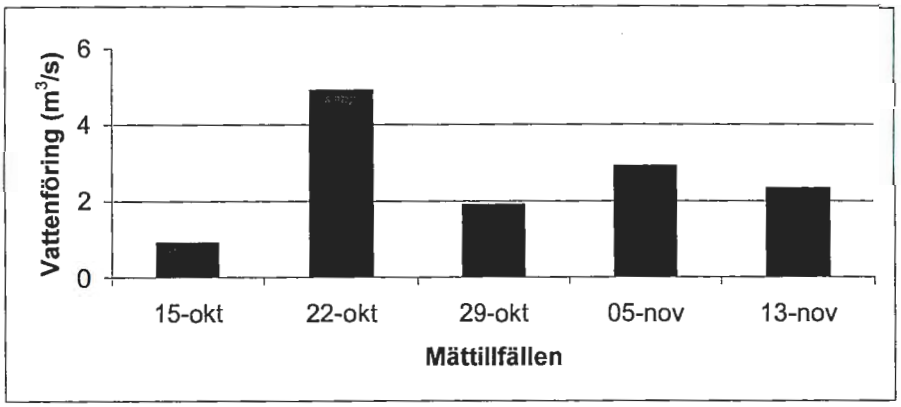


Figur 6. Nederbörd över området. Källa: SMHI
Figure 6. Precipitation over the Area. Source: SMHI

5.2 Vattenföring med flygelmetoden

Följande resultat kommer från flygelmätningar som genomfördes i Valboån vid Runnsäter, denna plats var den enda möjliga mätplatsen för flygelmetoden. Nederbördsmängdernas effekter på vattenföringen tas upp då tydliga samband kan urskiljas.

Från resultaten från flygelmätningarna kan man tydligt se (figur 7) att de två först tillfällena utmärker sig med lägst (0,9 m^3/s) respektive högst (4,9 m^3/s) vattenföring. Detta sammanfaller med periodens lägsta respektive högsta nederbördsmängder. Under de kommande tre tillfällena håller sig variationerna i mindre intervall (1,9-2,9 m^3/s) och nederbördsmängderna över perioden avspeglas ej direkt i vattenföringsresultaten.

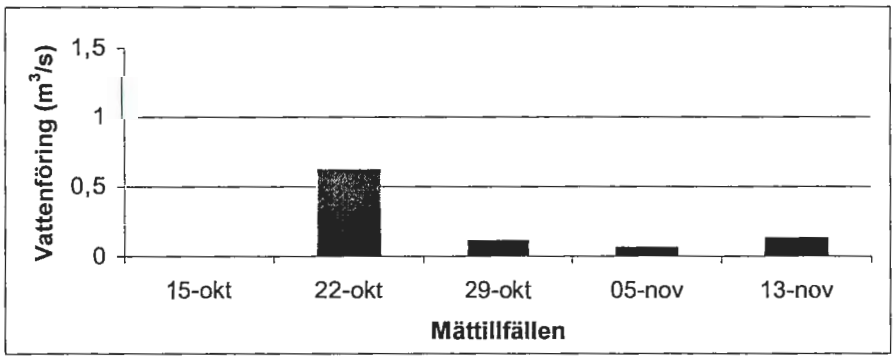


Figur 7. Flygelmätning i Runnsäter (Valboån).
Figure 7. Current meter measurement at Runnsäter (Valboån).

5.3 Vattenföring med flottörmetoden

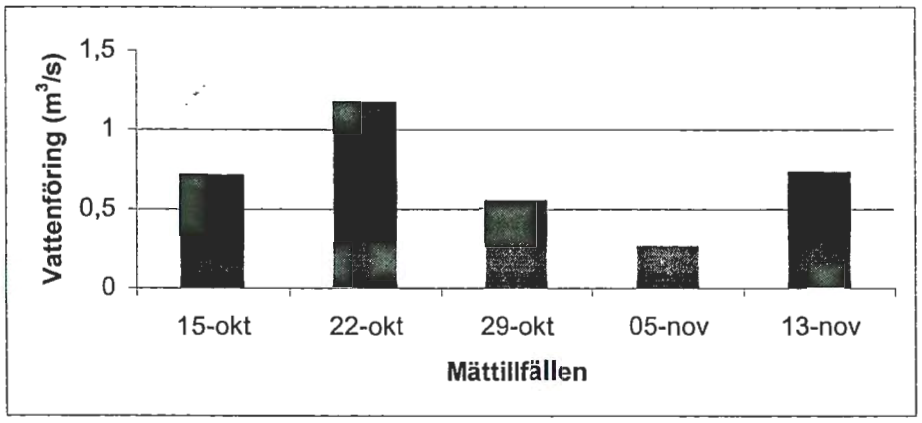
Resultatet redovisas här i diagram, varje mätplats för sig. Nederbördsmängdernas effekter på vattenföringen tas upp då tydliga samband kan urskiljas. Mätningar genomfördes ej på alla stationer då förhållandena på platserna gjorde att tvärsnitt ej kunde mätas.

Resultatet från Vinnsäterbäcken (figur 8) ger flöden mellan 0,1 och 0,6 m^3/s. Högst vattenföring uppmäts 22:e okt, perioden med mest nederbörd. Under de övriga tillfällen ligger vattenföringen på betydligt lägre värden med liten variation och inga direkta samband kan urskiljas mellan nederbördsmängder och vattenföringen. Inga mätningar utfördes 15:e okt.



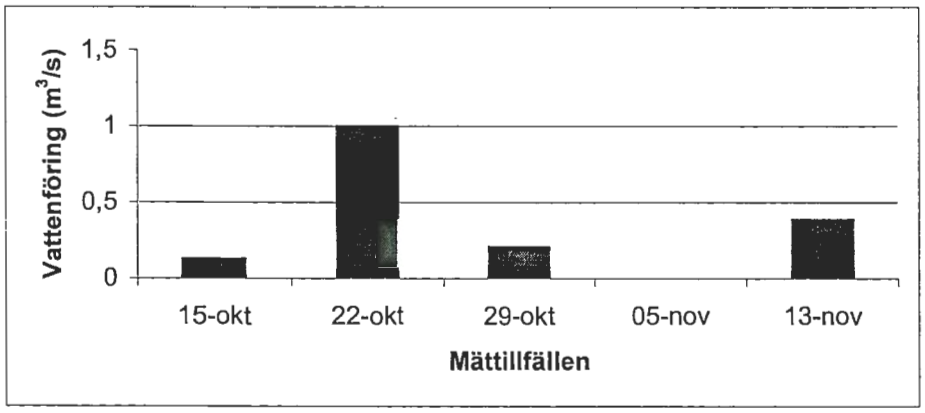
Figur 8. Flottörmätningar i Vinnsäterbäcken.
Figure 8. Float measurements at Vinnsäterbäcken.

Resultaten från flottörmätningarna vid Svartebäcken (figur 9) uppvisar flöden mellan 0,3 och 1,2 m^3/s. Högst vattenföring uppmäts den 22:e okt, den period som haft rikligast med nederbörd. Under övriga tillfällen är sambanden inte lika klara, exempelvis uppmäts näst högst vattenföring efter perioden med enbart 0,8 mm nederbörd. Dock uppmäts lägsta vattenföringen 5:e nov och sammanfaller då med perioden med näst lägst nederbörd (9,2 mm).



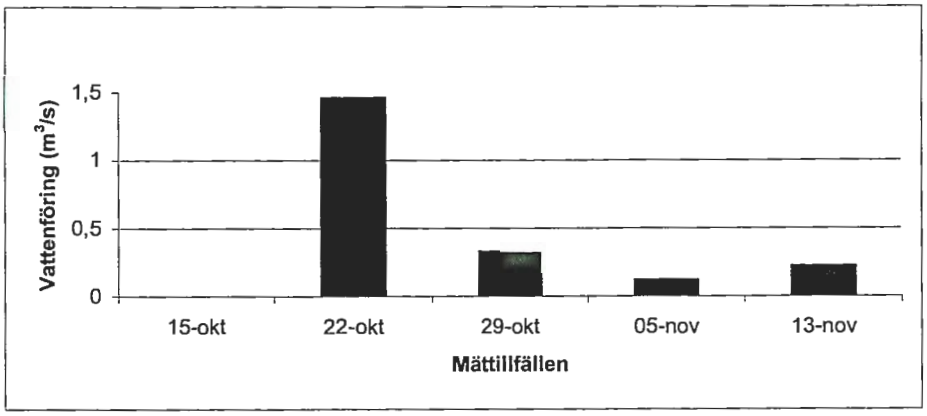
Figur 9. Flottörmätningar i Svartebäcken.
Figure 9. Float measurements at Svartebäcken.

Ljusebråtsbäcken flödesresultat (figur 10) visar på flöden mellan 0,1 och 1,0 m^3/s. Högst vattenföring uppmäts 22:e okt och den skiljer sig tydligt från övriga mätningar. Nederbördens korrelation med vattenföringen syns tydligt de två första tillfällena med lägst respektive högst nederbördsmängder samt vattenföring. Inga mätningar utfördes 5:e nov då vattenflödet var mycket lågt.



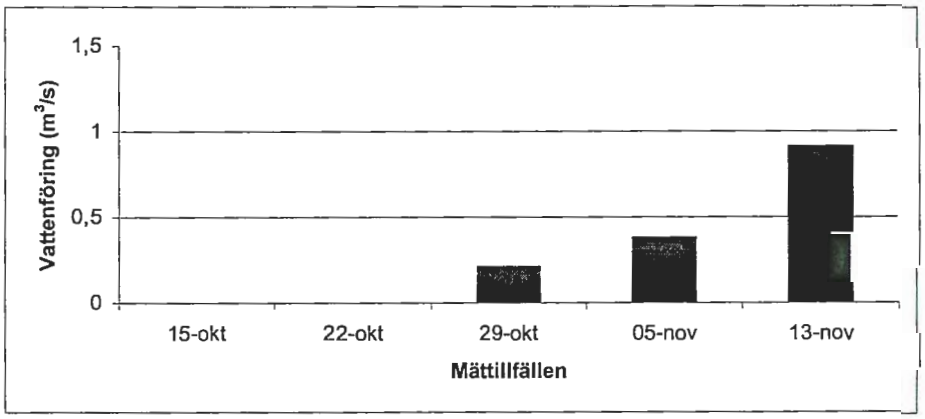
Figur 10. Flottörmätningar i Ljusebråtsbäcken.
Figure 10. Float measurements at Ljusebråtsbäcken.

För Skällsäterbäcken (figur 11) varierar flödena mellan 0,1 och 1,5 m^3/s. Den 22:e okt inträffar det högsta flödet även på denna plats och det skiljer sig relativt mycket från övriga tillfällen. 5:e nov uppvisar det lägsta flödet. På denna plats syns tydligt nederbördens direkta påverkan på vattenföringen, minst nederbörd medför lägst vattenföring och mest nederbörd ger högst vattenföring. Ingen mätning utfördes 15:e okt.



Figur 11. Flottörmätningar i Skällsäterbäcken.
Figure 11. Float measurements at Skällsäterbäcken.

För Madbråtsbäcken (figur 12) varierar vattenföringen mellan 0,2 och 0,9 m^3/s. Inga direkta relationer kan urskiljas mellan nederbördsmängder och vattenföringens variationer. Mätningar genomfördes inte 15:e och 22:e okt. Vid det senare tillfället var platsen var kraftigt översvämmad.



Figur 12. Flottörmätningar i Madbråtsbäcken.
Figure 12. Float measurements at Madbråtsbäcken

5.3 Vattenprovresultat

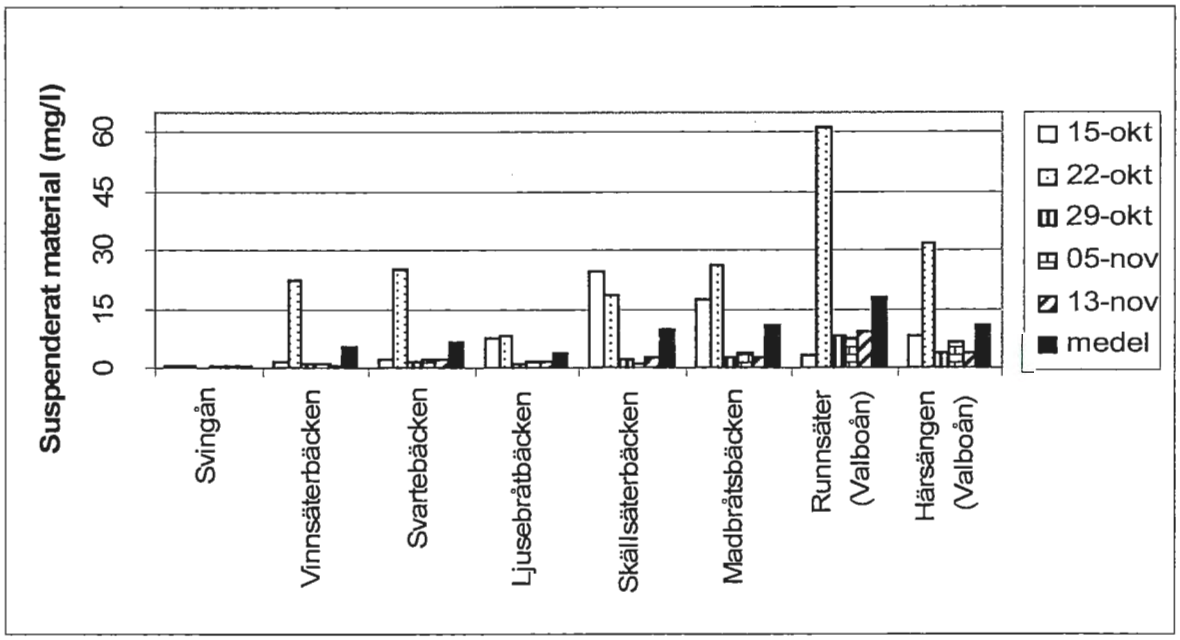
Provresultaten redovisas i diagram. För att lätt kunna se om markanvändningen påverkar halterna av ämnen är mätplatserna placerade så att de tillflödena med minst jordbruksmark i avrinningsområde finns längst till vänster i diagrammet. Åt höger ökar andelen jordbruksmark och längst till höger finns de två stationerna i Valboån.

För att se eventuella samband mellan vattenföringen och ämnenas halter har halterna plottats mot vattenföringen. Därefter kontrolleras R^2 som visar korrelationen mellan dem. I de fall där ett relativt tydligt samband uppvisas (värden nära 1) kommer diagrammen att redovisas nedan, under det berörda ämnet. Resultat för de faktorer/ämnen där inga samband uppvisas redovisas ej.

5.3.1 Vattenlaborationer och fältmätningar

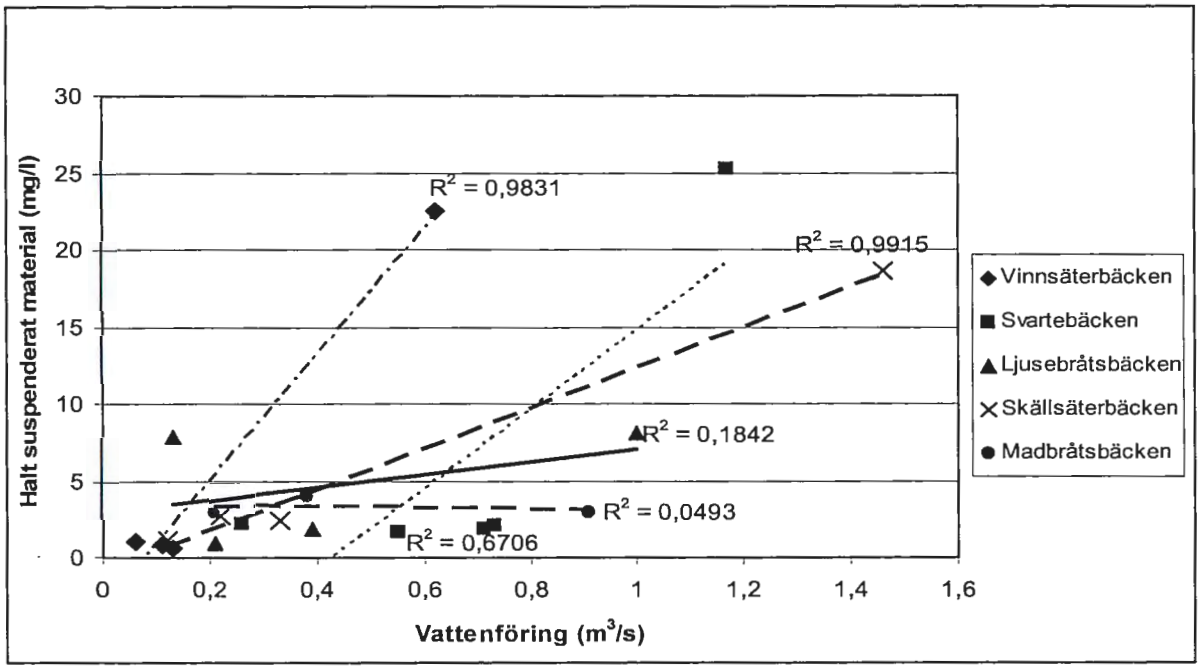
Suspenderat material, mg/l och ton/dygn

Figur 13 visar relativt klart hur halten suspenderat material påverkas av markanvändningen då den stiger med ökad andel jordbruksmark. Valboån (Runnsäter och Härsängen) har högst halt suspenderat material (mg/l), därefter kommer Madbråtsbäcken och Skällsäterbäcken. Allra lägst ligger Svingån, följt av Ljusebråtebäcken. Från figur 13 kan också ses hur 22:e okt uppvisar de högsta halter suspenderat material på alla platser utan Skällsäterbäcken.



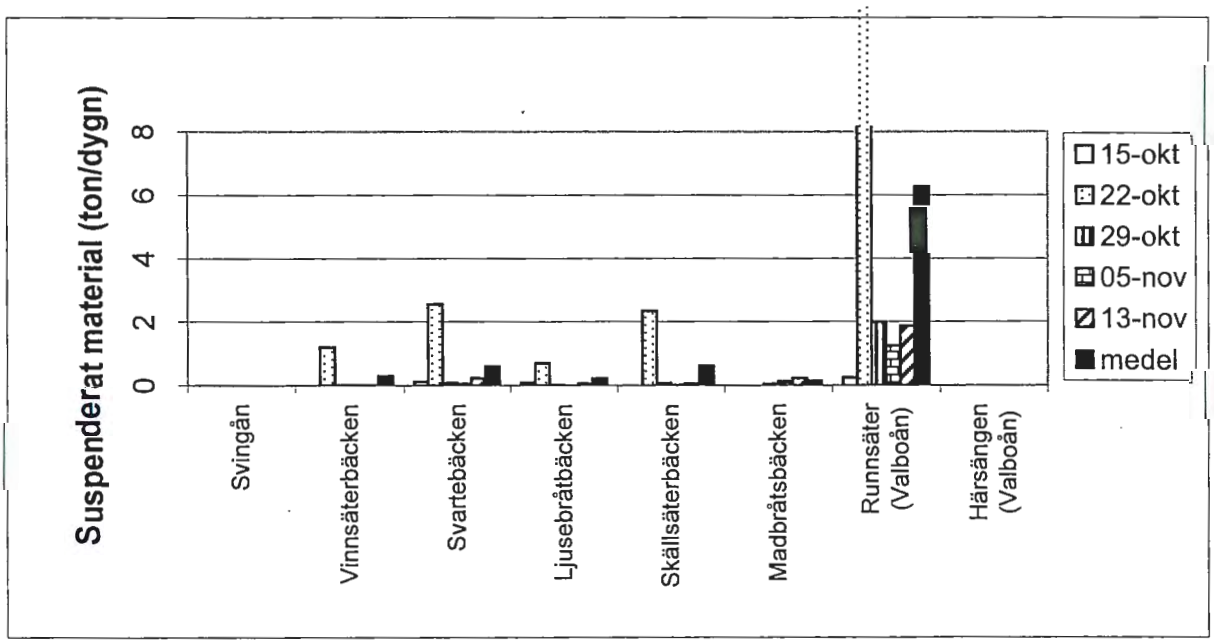
Figur 13. Suspenderat material (mg/l), variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 13. Suspended sediment (mg/l), variation between stations and moments of measurement.

För suspenderat material kan ett visst samband ses med vattenföringen, både i Valboån och för de flesta tillflödena, dock redovisas enbart resultaten från tillflödena. Figur 14 visar trendlinjer med R^2-värden för de olika platserna och för tre av fem uppvisas bra samband (nära 1) mellan vattenföringen och halten suspenderat material. Madbråtsbäcken har dock mycket lågt värde, men där genomfördes inte mätningar de två första tillfällena och det påverkade troligen resultatet.



Figur 14. Vattenföring-Suspenderat material (mg/l) i Runnsäter
Figure 14. Waterflow-Suspended sediment (mg/l) at Runnsäter.

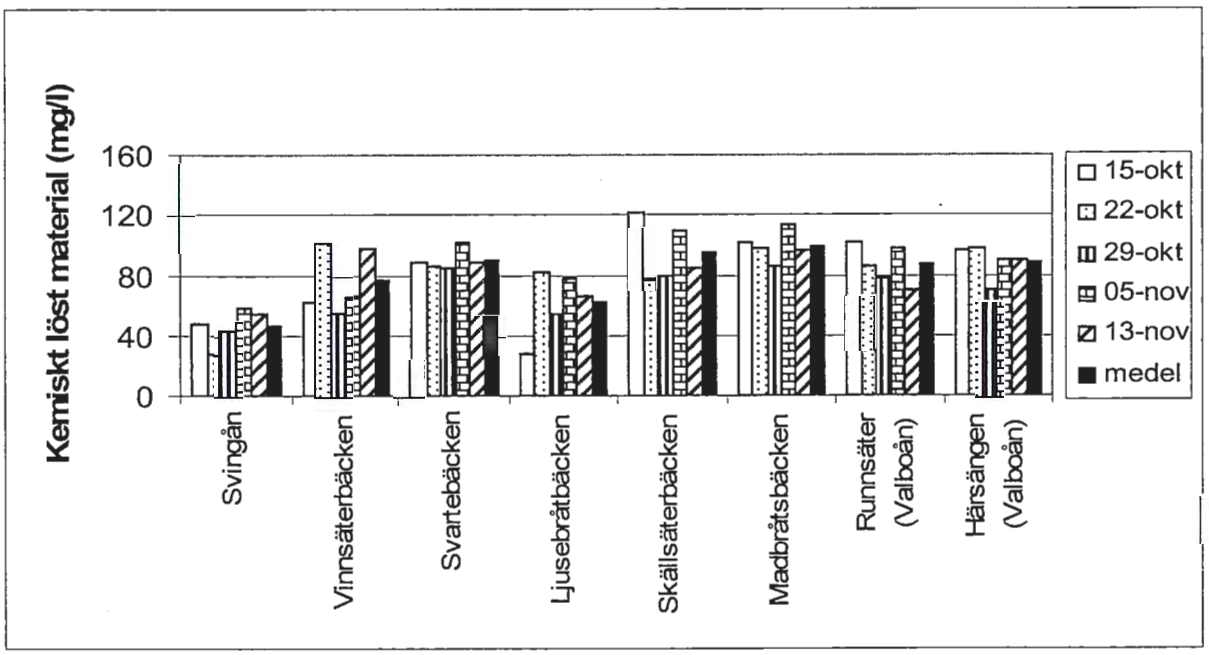
På mängd transporterat material redovisas alla platser i diagrammet, men för Svingån och Härsängen saknas dock värden då flödet inte gick att beräkna på två av platserna. För den mängd som transporteras per dygn är trenden tydlig och detta beroende av beräkningarna utgår från flödet. Högst vattenföring ger då störst transport. Tydligast märks detta i Runnsäter 22:e okt (figur 15) då mängden är betydligt högre än vid övriga tillfällen. Denna trend syns tydligt även hos övriga mätplatser. I övrigt ligger mängderna ganska jämnt fördelade över provtagningstillfällena, Runnsäter varierar dock kraftig under alla tillfällen.



Obs! 22:e okt i Runnsäter ligger på 26 ton/dygn.
Figur 15. Suspenderat material (ton/dygn), variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 15. Suspended sediment (tonne/day), variation between stations and moments of measurement.

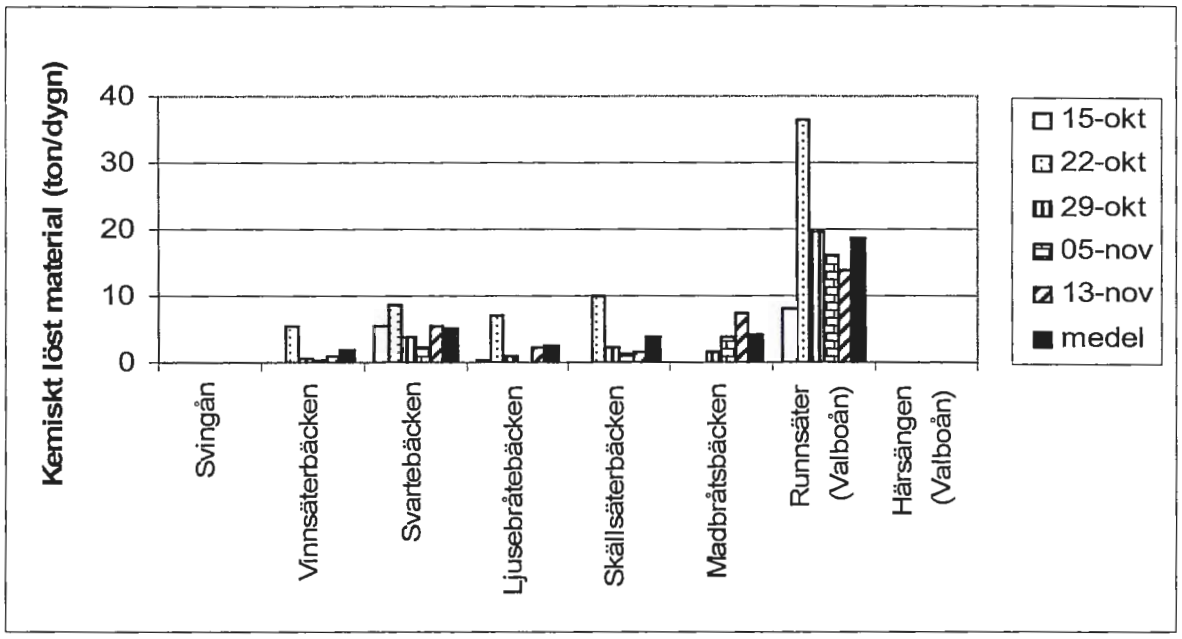
Kemiskt löst material, mg/l och ton/dygn

Resultatet för kemiskt löst material i mg/l blir någorlunda jämnt fördelat över mätplatserna. Svingån ligger på lägst halter och följs av Ljusebråtsbäcken. Övriga halter är lite högre och skiljer sig inte mycket åt. Halterna på medelvärdena varierar mellan 55 till ca 100 mg/l för alla mätplatser. Markanvändningens påverkan kan enbart urskiljas i och med att Svingån som har lägsta halter av kemiskt löst material också är den platsen helt utan jordbruksmark i avrinningsområdet. Övriga mätplatser har alla minst 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet men där kan inga samband urskiljas mellan andelen jordbruksmark och andel kemiskt löst material. Variation i det kemiskt lösta materialet visar inga samband med vattenföringen.



Figur 16. Kemiskt löst material (mg/l), variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 16. Chemical dissolved load (mg/l), variation between stations and moments of measurement.

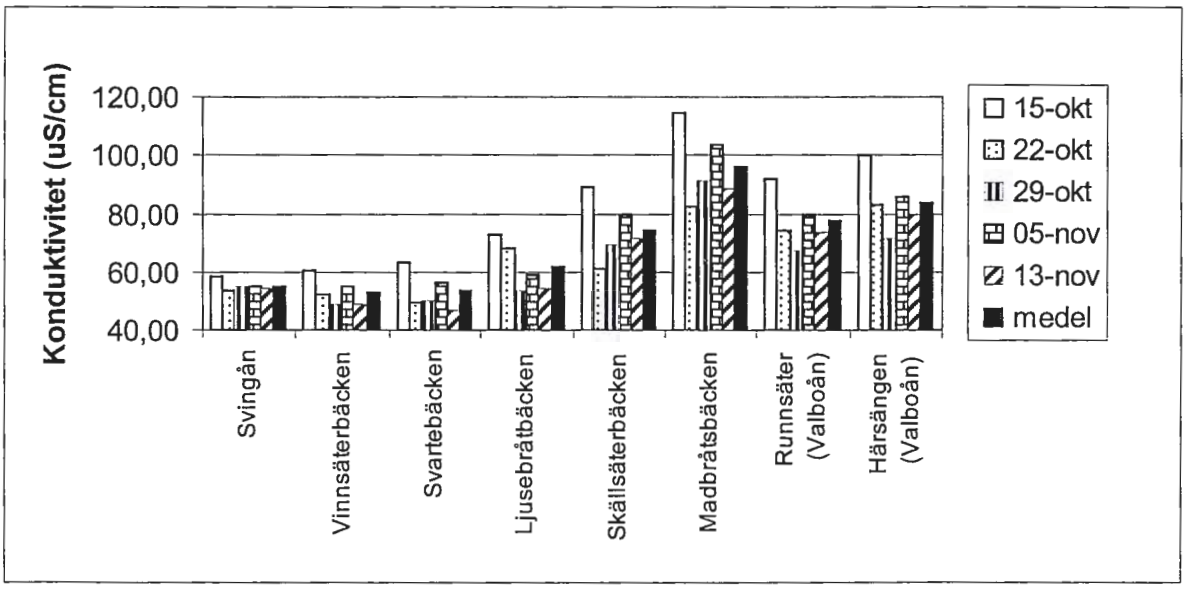
För mängd transporterat material redovisas alla platser i figur 17, men för Svingån och Härsängen saknas dock värden då flödet inte gick att beräkna på två av platserna. Den sammanlagda transporten av kemiskt löst material beräknas utifrån vattenföring och mg/l och detta ger störst mängder transporterad mängd den 22:e okt, då vattenföringen var högst. Vid övriga tillfällen uppkommer inga större avvikelser i mängder förutom i Runnsäter och till viss del Madbråtsbäcken. Minst mängd kemiskt material transporteras i Vinnsäterbäcken.



Figur 17. Kemiskt löst material (ton/dygn), variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 17. Chemical dissolved load (tonne/day), variation between stations and moments of measurement.

Konduktivitet

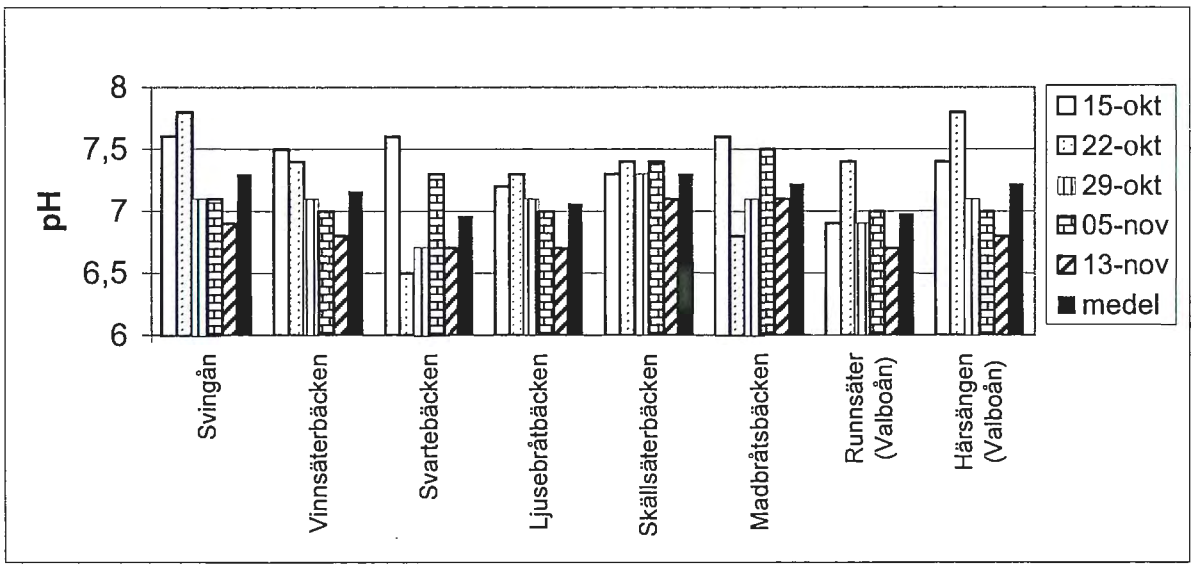
Konduktivitetsvärdenas medel varierar mellan 55 och 96 µS/cm. Madbråtsbäcken har högst konduktivitet vid alla mättillfällen. Därefter kommer de två mätplatserna i Valboån, Härsängen som ligger nedströms i ån har något högre medelvärde än Runnsäter. I figur 18 kan man se trender på att konduktiviteten påverkas av markanvändningen då värdena stiger med ökad procentandel jordbruksmark i avrinningsområdet. Samtliga mätplatser har högst konduktivitet vid det första mättillfället. Under de olika provtillfällena varierar konduktivitet en del, det går dock inte att se någon tydlig korrelation mellan vattenföringens och konduktivitetens variationer förutom att lägsta uppmätta vattenföringen hade de högsta konduktivitetsvärdena för alla platser utan Svartebäcken.



Figur 18. Konduktivitetens variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 18. The Conductivity, variation between stations and moments of measurement.

pH

Det är svårt att se några övergripande trender för pH-värdet. Det varierar mellan både mättillfällen och platser (figur 19). Det lägsta uppmätta värdet finns i Svartebäcken (pH 6,5) medan det högsta värdet uppmättes i Svingån och Härsängen (pH 7,8). Sett utifrån medelvärde har Skällsäterbäcken och Svingån högst pH-värde medan Svartebäcken har lägst medelvärde. I Valboån ligger Runnsäter på 7,0 och Härsängen på 7,2. Markanvändningens påverkan kan inte urskiljas för pH-värdets variationer, det går inte heller att urskilja några direkta samband mellan variationer i pH-värdet och vattenföringen.

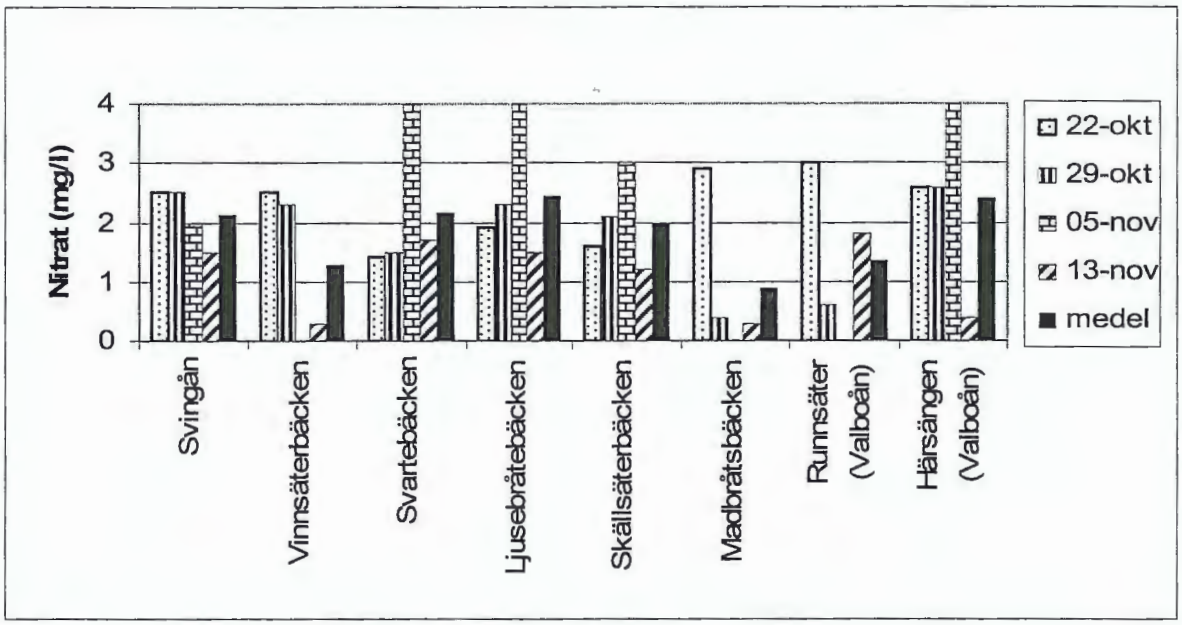


Figur 19. pH-värdets variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 19. pH-values, variation between stations and moments of measurement.

5.3.2 Resultat från fotometer SQ 118

Nitrat

Reagensvätskor saknades vid första analystillfället och resultat från 15:e okt utgick därför. Av det resultat som erhölls framgick att Ljusebråtsbäcken följt av Valboån (Härsängen) hade de högsta halterna sett utifrån medelvärdet. Madbråtsbäcken hamnar på de lägsta halterna. Överlag varierade medelvärdena mellan 0,9 och 2,4 mg/l. De högsta uppmätta värdena (4 mg/l) uppvisas på tre platser under samma tillfälle (5:e nov), men detta sammanfaller också med att tre platser har 0-värde (figur 20). Varken markanvändning eller vattenföring ger några tydliga samband med nitrathalternas variationer.



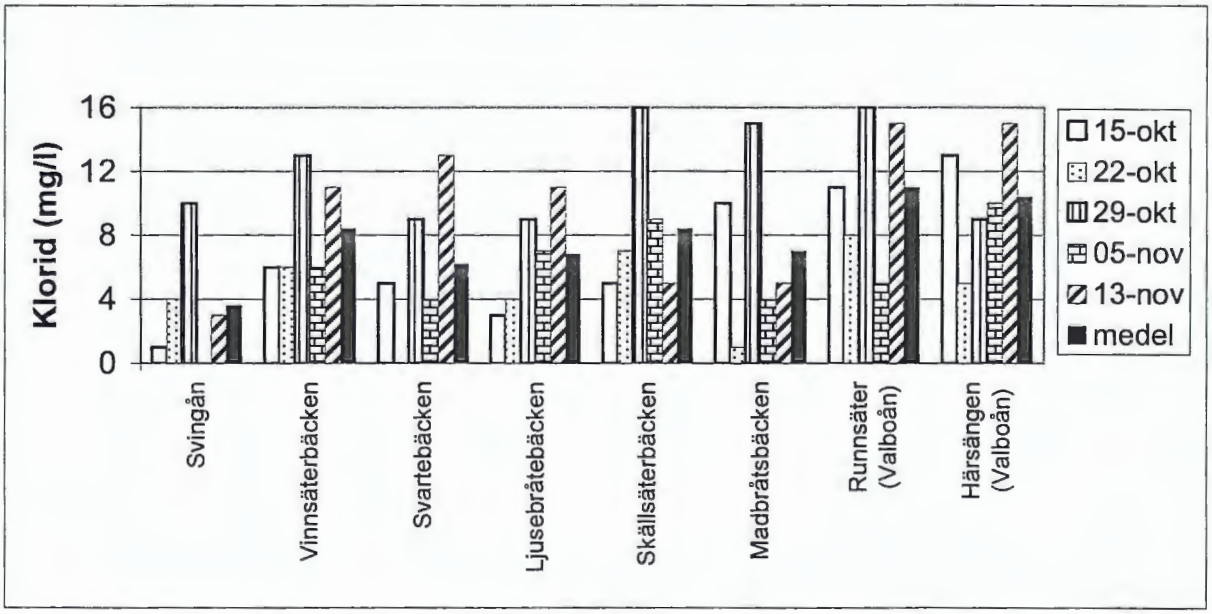
Figur 20. Nitrathalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 20. The content of Nitrate, variation between stations and moments of measurement.

Fosfat

Fosfathalterna (ortofosfat) analyserades vid fyra tillfällen. Men dessa halter blev betydligt högre än totalfosforhalterna från ICP:n och därför utgår de här och tas enbart upp i resultatet från ICP tas upp då de är mest tillförlitliga.

Klorid

Kloridhalterna i Valboån (Runnsäter och Härsängen) ligger högre än övriga mätplatser, Runnsäter uppströms hamnar högst, medan Svingån har de lägsta halterna. Kloridhalternas påverkan av markanvändningen är liten och trender är svårt att hitta. Några samband är även svårt att urskilja mellan vattenföringen och koncentrationerna av klorid.



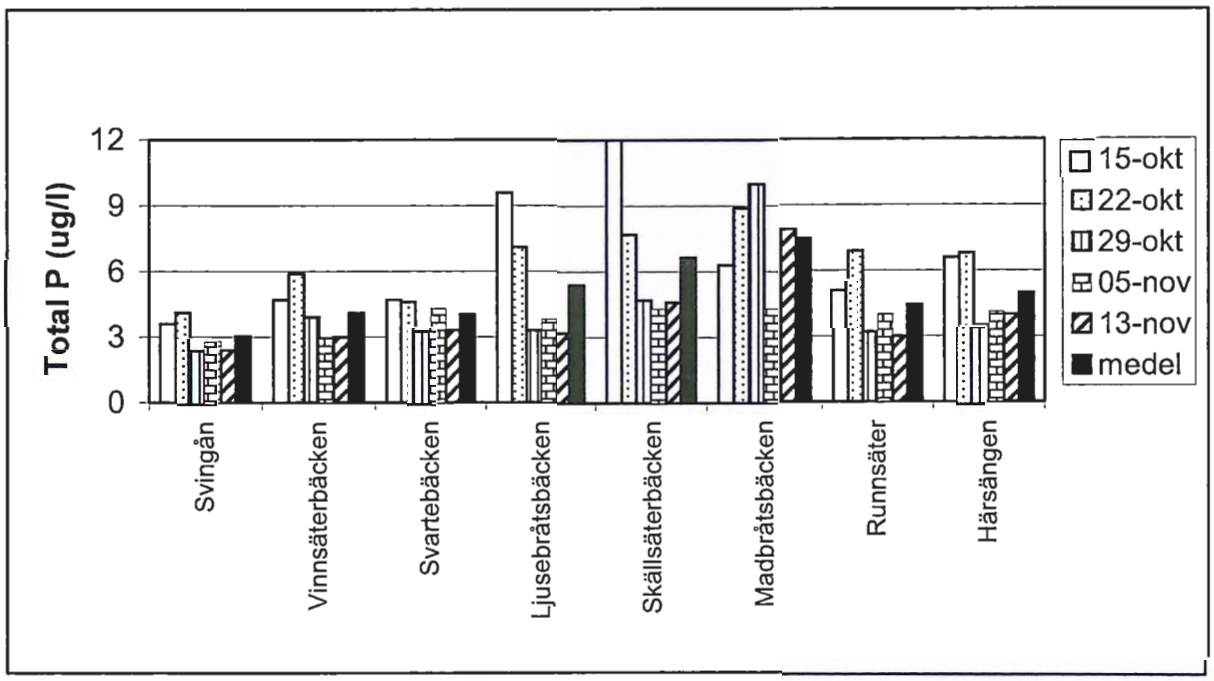
Figur 21. Kloridhalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 21. The Content of Chloride, variation between stations and moments of measurement.

Kalcium
De uppmätta kalciumvärdena från fotometern skiljde sig tydligt från ICP:n och därför kommer enbart resultatet från ICP-analysen redovisas då de är mest tillförlitliga.

5.3.3 Resultat från ICP-MS

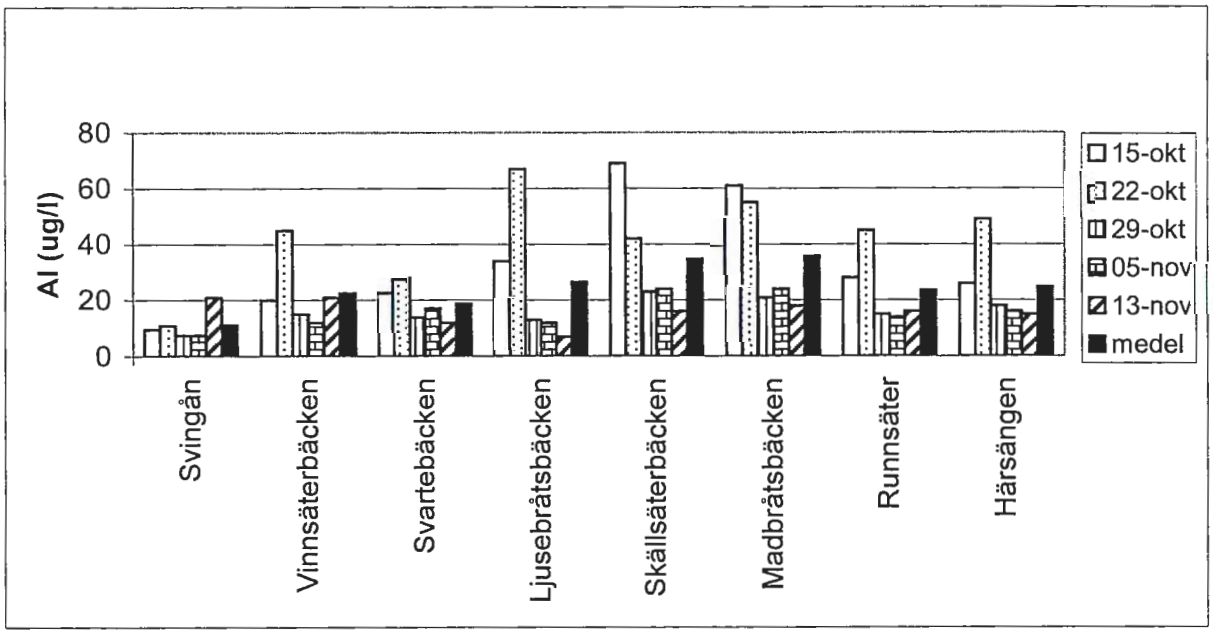
Totalfosfor — Värdena orimliga!

De uppmätta halterna varierar mellan 2,4 och 12 µg/l och medelvärdena mellan 3,1 och 7,5 µg/l. Högst medelvärde har Madbråtsbäcken följt Skällsäterbäcken, medan Svingån är platsen med den lägsta totalfosforhalten. För totalfosfor kan man tydligt se hur halterna stiger med ökad andel jordbruksmark i avrinningsområdet (figur 22). Inga korrelationer kan urskiljas mellan variation i totalfosforhalt och vattenföringen.



Figur 22. Totalfosforhalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 22. The Content of Total phosphor, variation between stations and moments of measurement.

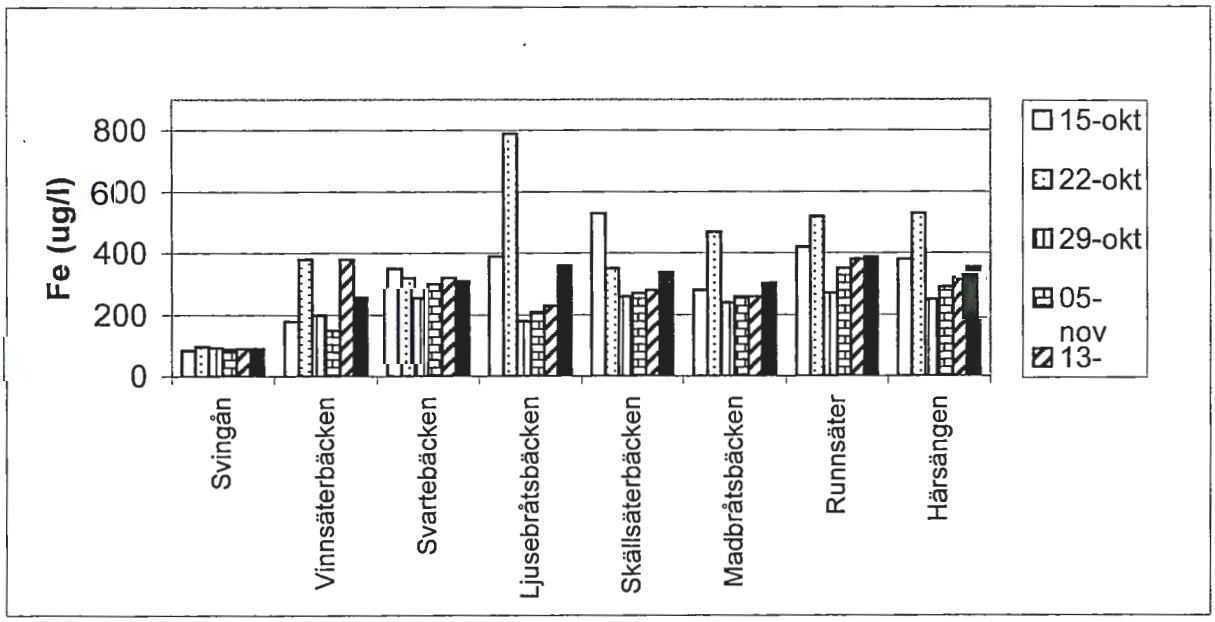
Aluminium
Medelvärdena för aluminiumhalterna varierar mellan 10 och 35 µg/l. Högsta uppmätta halt är 70 µg/l vid Skällsäterbäcken. Lägst halter uppmättes vid Svingån som ganska konstant ligger på 11 µg/l. Markanvändningens påverkan kan till viss del urskiljas och då som en liten ökning av aluminiumhalten med ökad andel jordbruksmark i avrinningsområdet (figur 23). Över lag kan ingen korrelation ses mellan aluminiumhalt och vattenförning, till viss del kan dock urskiljas att ökad vattenföring förekommer samtidigt som halterna av aluminium är höga.



Figur 23. Aluminiumhalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 23. The Content of Aluminium, variation between stations and moments of measurement.

Järn

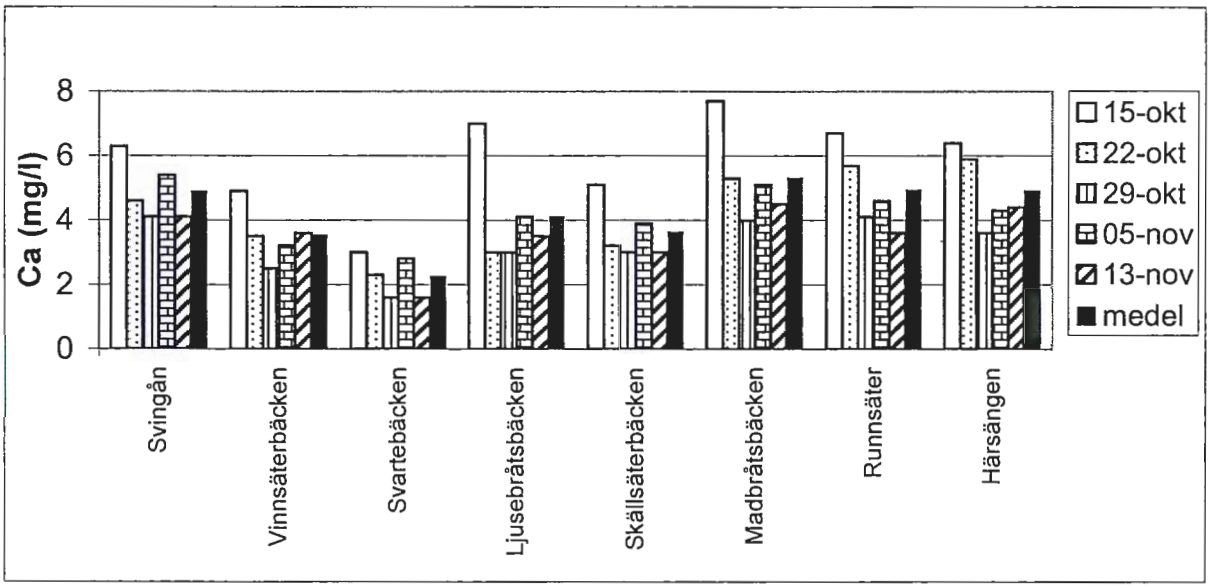
Halterna av järn i Valboån och dess tillflöden varierar mellan 100 upp till 800 µg/l. Medelvärdena ligger mellan 250-400 µg/l för sju av platserna. Svingåns järnhalter ligger lägst med 100 µg/l vid alla tillfälle. De högsta medelhalterna har mätplatserna i Valboån (Runnsäter och Härsängen) medan Ljusebråtsbäcken har den högsta enskilda uppmätta halten på knappt 800 µg/l. Järnhalterna tycks till viss del påverkas av markanvändningen i avrinningsområdet då halterna ökar med ökad andel jordbruksmark (figur 24). Vissa mätplatser visar samband med järnhalternas variationer och vattenföringen men inga generella samband kan urskiljas.



Figur 24. Järnhalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 24. The Content of Iron, variation between stations and moments of measurement.

Kalcium

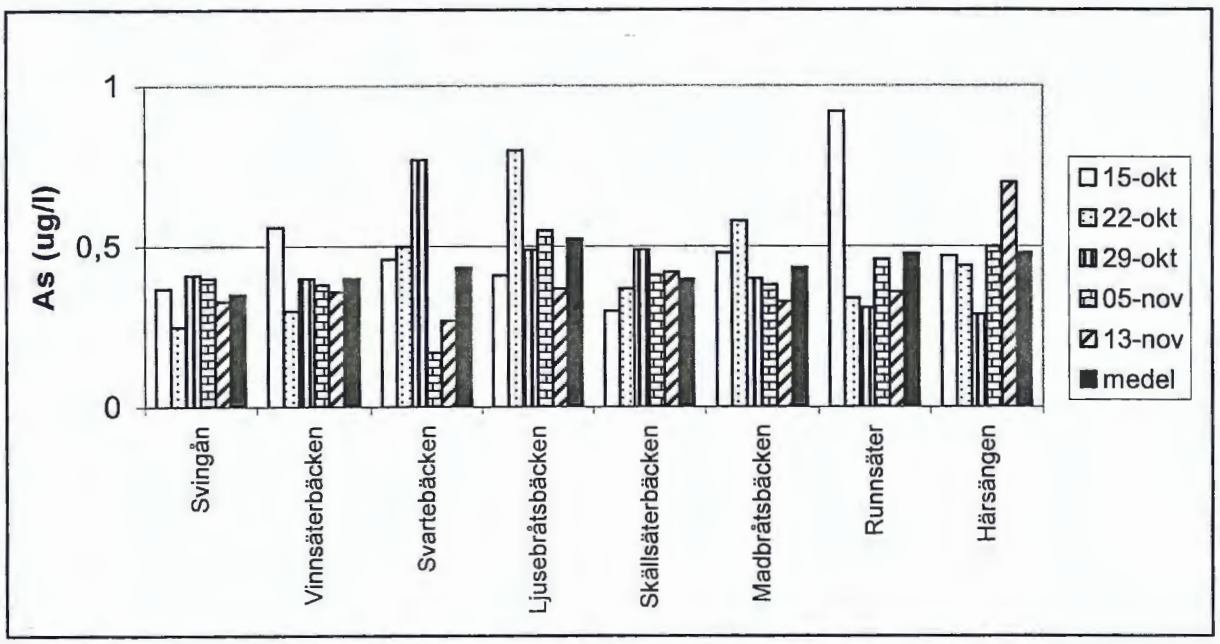
De uppmätta halterna av kalcium är låga och varierar mellan 1,6-7,7 mg/l. Madbråtsbäcken har de högsta kalciumhalterna följt av Valboån och Svingån som i princip har lika värden. Svartebäcken har de lägsta halterna. Några samband mellan kalciumhalters variationer och olika markanvändningen är svårt att urskilja. Vid första mättillfället (15:e okt) uppvisas de högsta koncentrationerna av kalcium över hela perioden (figur 25), detta sammanfaller med den lägsta uppmätta vattenföring på samtliga platser. Utöver detta kan dock ingen påverkan av vattenföringen urskiljas.



Figur 25. Kalciumhalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 25. The Content of Calcium, variation between stations and moments of measurement.

Arsenik

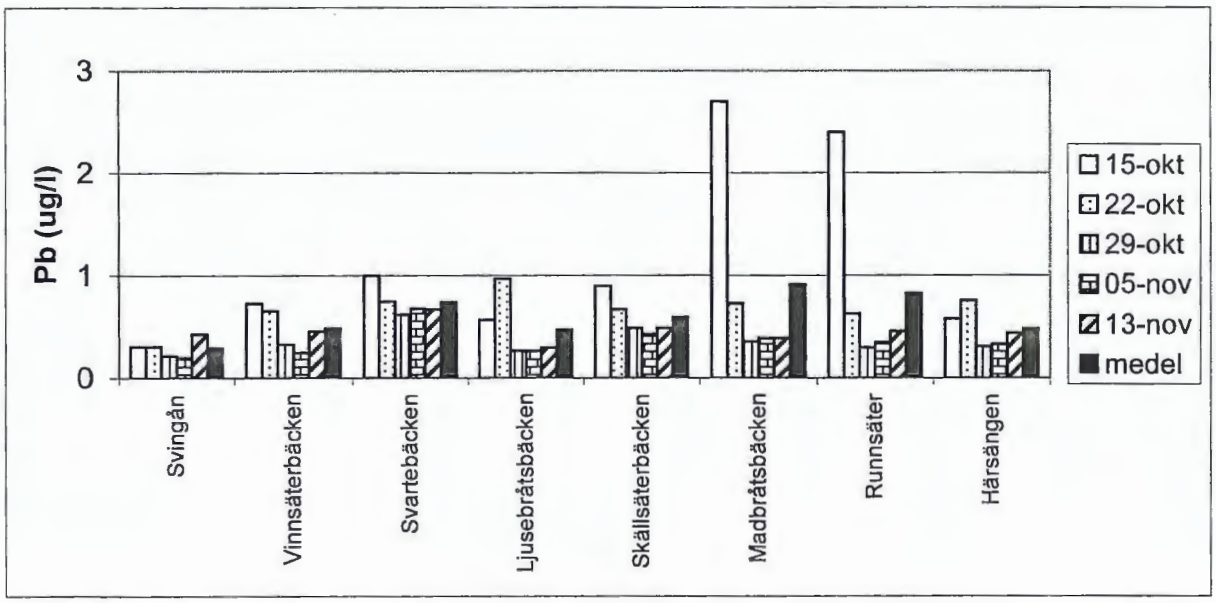
Halterna av Arsenik skiljer sig en del åt mellan de olika tillfällena, men medelvärdena skiljer sig inte mycket åt mellan de olika mätplatserna (0,4-0,5 µg/l). Fyra toppar skiljer ut sig, alla på olika platser och vid olika mättillfälle (figur 26). Ljusebråtebäcken uppvisar här de högsta halterna följt av Valboån (Härsängen och Runnsäter). Svingån har de lägsta halterna av arsenik. Markanvändningen tycks inte ge någon påverkan på arsenikhalterna. Något samband med flödet är omöjligt att se då vissa platser har höga halter vid låg vattenföring medan andra har låga halter.



Figur 26. Arsenikhalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 26. The Content of Arsenic, variation between stations and moments of measurement.

Bly

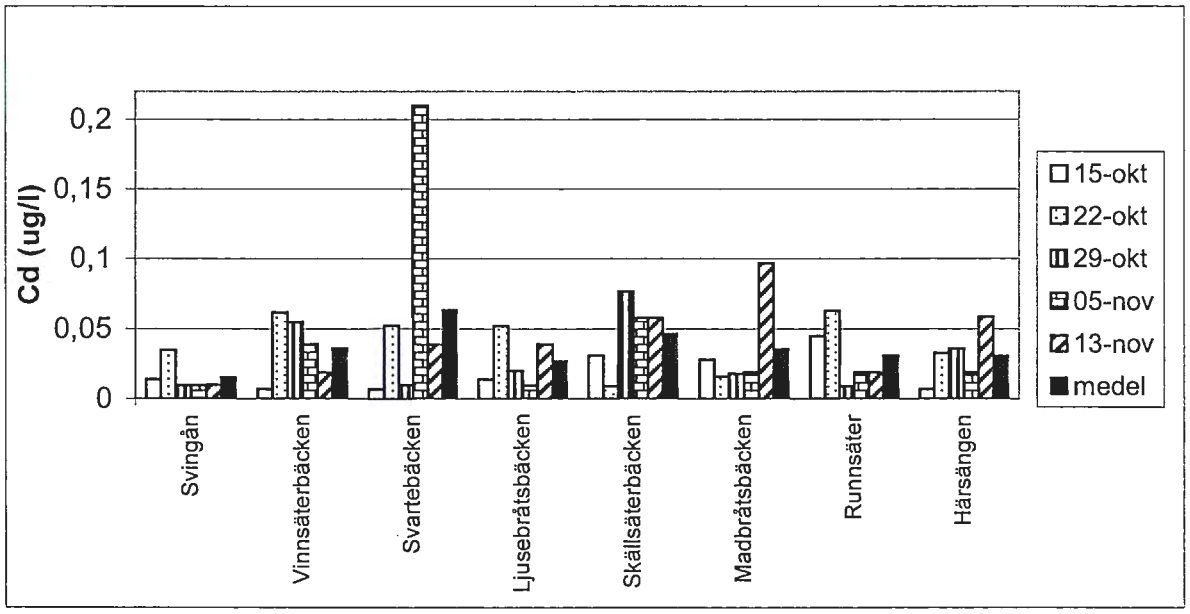
Halterna av bly ligger relativt jämnt fördelat över perioden, dock uppvisar Runnsäter och Madbråtsbäcken två kraftiga toppar 15:e okt (figur 27), dessa två toppar beror troligen på att det fanns föroreningar i provflaskorna och inte på verkligt höga halter av bly. Detta kan ske då analysmetoden är känslig för mycket små mängder av ämnet. I och med de kraftiga topparna hamnar dessa platser på högst medelvärde, Madbråtsbäcken något högre än Runnsäter. Dock skiljer sig inte medelvärdena på övriga platser så mycket från varandra. Svingån har de lägsta halterna. Markanvändningens påverkan på blyhalternas variationer kan ej urskiljas. För tillflödena (ej Svartebäcken) uppvisas tydlig korrelation mellan blyhalterna och vattenföringen på tre av stationerna, men då inga generella samband ses för alla plaster kan inte vattenföringens betydelse vara stor.



Figur 27. Blyhalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 27. The Content of Lead, variation between stations and moments of measurement.

Kadmium

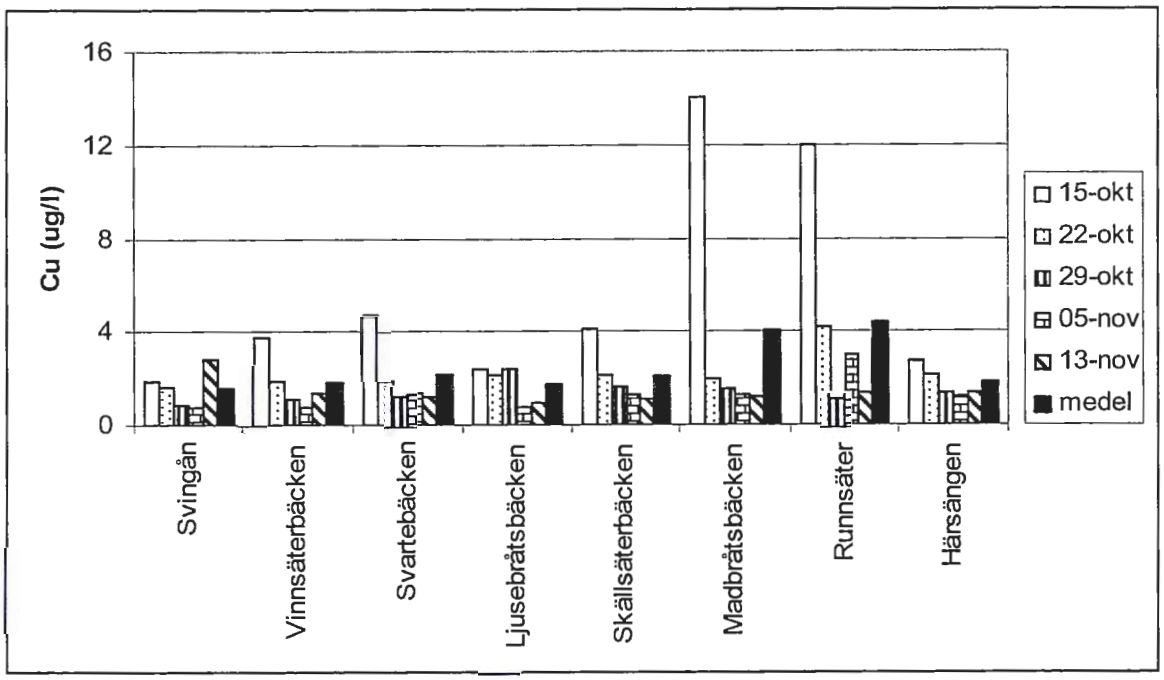
För kadmium ligger Svartebäcken och Skällsäterbäcken, med avseende på medelvärdet, något högre än övriga mätplatser. Svingån ligger återigen på lägst halter. Det enskilt högsta värdet uppmäts i Svartebäcken (0,2 µg/l) vid tillfället med lägst vattenföring. Samband mellan markanvändningen och kadmiumhalterna kan ej urskiljas. Viss korrelation mellan kadmiumhalter och vattenföring förekommer i Madbråtsbäcken, Skällsäterbäcken och Ljusebråtsbäcken, men vid övriga stationer ses inga trender. Något generellt kan därför inte sägas om vattenföringens påverkan.



Figur 28. Kadmiumhalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 28. The Content of Cadmium, variation between stations and moments of measurement.

Koppar

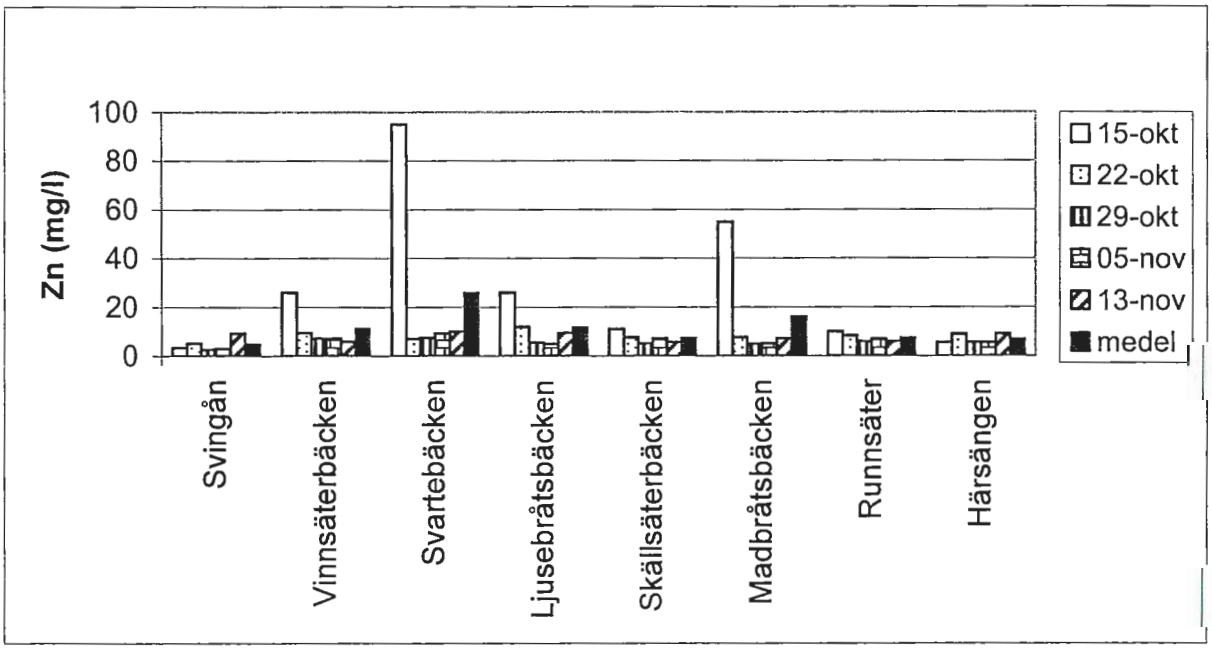
Medelvärdet på kopparhalterna ligger runt 2 µg/l för sex av stationerna, Runnsäter och Madbråtsbäcken ligger högre med 4,4 µg/l respektive 4 µg/l. Vid jämförelse av halterna i Valboån ligger Runnsäter, uppströms, tydligt på högre halter än Härsängen. Svingån är den plats som har de lägsta halterna. En liten ökning av kopparhalterna till höger i figur 29 tyder på att markanvändningen påverkar kopparhalterna i vattnet. Större andel jordbruksmark ger något högre kopparhalter. Vid första tillfället uppvisar alla platser sina högsta kopparhalter, Runnsäter har då 12 µg/l och Madbråtsbäcken 14 µg/l (figur 29). Vid detta tillfälle uppvisar också alla platser, utom Svartebäcken, sin lägsta vattenföring. Vid övriga tillfällen kan inga samband mellan vattenföring och kopparhalter urskiljas.



Figur 29. Kopparhalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 29. The Content of Copper, variation between stations and moments of measurement.

Zink

För zink avviker första mättillfället relativt mycket från övriga tillfällen då sex av åtta platser uppvisar sina högsta halter (figur 30). Svartebäcken och Madbråtsbäcken har kraftigt förhöjda värden (95 µg/l respektive 55 µg/l) vid jämförelse med medelvärdena som varierar mellan 5-25 µg/l. Svartebäckens övriga värden ligger stabilt runt 10 µg/l. Lägst halter har Svingån följt av Valboån (Härsängen och Runnsäter), men ingen stor skillnad mot övriga platser. Markanvändningen ger ingen märkbar påverkan på zinkhalternas variationer. För zinkhalterna uppvisas heller inga samband med vattenföringen.



Figur 30. Zinkhalternas variation mellan mätplatser och provtillfälle.
Figure 30. The Content of Zinc, variation between stations and moments of measurement.

6. Diskussion

6.1 Nederbörd och vattenföring

Nederbördsmängderna varierade under mätperioden, främst utmärkte sig de två första veckorna med minst nederbörd vid det första tillfället och allra mest nederbörd veckan efter. Vid dessa två tillfällen avspeglade sig nederbördens mängder direkt på vattenföringens storlek då alla mätplatser (utan ett) uppvisade lägst respektive högst vattenföring för hela perioden. Under de tre kommande tillfällena uppvisades mindre variation på nederbörden några generellt tydliga samband kunde ej urskiljas mellan vattenföringen och nederbördsmängderna.

Vid diskussion om ämnenas variationer med vattenföring från flödesmätningarna förutsätts att korrekta förhållanden getts, även om värdena inte kan antas vara exakt rätt. Detta på grund av att felmarginalerna är relativt stora, speciellt vid flottörmetoden

6.2 Vattenprov och fältmätningar

Suspenderat material

Koncentrationerna av suspenderat material jämförs med gränsvärdet från Naturvårdsverket. Vid framtagandet av resultatet användes inte exakt samma filter men resultaten ska trots detta vara jämförbara. Halterna av suspenderat material är över lag höga i området. Runnsäters medelvärden hamnar på halter som innebär mycket hög slamhalt (Bydén et al. 1996) och hälften av platserna har värden som ligger på hög slamhalt. Vinnsäterbäcken och Ljusnebråtebäcken ligger på måttligt höga halter medan Svingån utmärker sig som den enda plats med halter som motsvarar mycket låg slamhalt. Enligt Eriksson (2001) har erosionen i Valboån uppskattats störst på sträckan Tvetanemossen-Tångelanda och Härsängen ligger inom detta område. Enligt resultaten i denna undersökning har dock Runnsäter, uppströms detta område, högre halter suspenderat material. Anledningen till att Härsängen ligger på lägre halter än Runnsäter kan bero på att tillflöde bland annat sker från Tvetanemossen och Svingån, områden med låg andel förlust av markpartiklar. Runnsäter har i princip enbart tillflöde från jordbruksmark och detta medför då en större tillförsel av partiklar till vattendragen.

De platser som har högst halter suspenderat material (mg/l) ligger i öppna områden med relativt liten andel skogsmark och hög andel jordbruksmark. Anledningen till detta kan vara att mer material förloras via erosion och ytavrinning från omgivande marker till vattendragen. Erosionen påskyndas också av att området kring Valboån är kuperat och strandkanterna därför ofta sluttar ned mot vattendraget. Det är också glest med vegetation kring åkanterna som binder jorden och partiklarna förloras därför lätt till vattendragen vid nederbördstillfällen. Erosionen kan också öka där djur betar nära strandkanten, men i Valbodalen är djurtätheten relativt liten så troligtvis ger det ingen påtaglig påverkan i detta område. De allra lägsta halterna av suspenderat material har Svingån, den plats som är helt omgiven av skogsmark, som tydligt uppvisar den minsta förlusten av material till vattnet. Näst minst förlust har Ljusebråtsbäcken som även den är omgiven av skogsmark till största del. I skogsområden är jordlagren bundna av rötter och samtidigt är marken inte är lika exponerad då träd och annan vegetation skyddar mot erosion.

Med avseende på vattenföringen uppvisas högst slamhalt vid högst vattenföring på de flesta stationerna. Detta anses stämma bra eftersom materialtransporten bör bli större när vattenmängderna ökar på grund av att mer vatten, med material, tillförs vattendragen. Skällsäterbäcken bryter dock denna trend och uppvisar istället högst halt vid lägst

vattenföring och förklarningen till detta är osäker, eventuellt mätfel. Även Madbråtsbäcken visar sämre samband, men detta kan styras av att vattenföringen ej kunde mätas 22:e okt och data var därför otillräcklig. Enligt Nordström (1986) är mängden suspenderat material störst i flödestopparnas början och avtar sedan även om avrinningen är fortsatt hög. Troligtvis inträffade tillfället den 22:e okt i början av en flödestopp då halterna suspenderat material är märkbart högre än under de övriga tillfällen vid majoriteten av platserna.

I och med att flödesmätningar ej gick att utföra på två platser saknas information om hur mycket som transporteras per dygn i Svingån och vid Härsängen (Valboån). Det syns mycket tydligt att tillfället 22:e okt tydligt skiljer sig från övriga, mängderna är här betydligt högre än övriga tillfälle. Detta visar på att transporten av material i vattendragen påverkas då stora nederbördsmängder kommer som ökar vattenföring. Vid övriga tillfälle händer dock inte så mycket med transporterade mängderna utan de hålls på relativt konstant nivå (förutom vid Runnsäter). Detta kan bero på att mindre material fanns tillgängligt efter 22:e okt, marken kring vattendragen "tvättades" rena på lösa partiklar och nederbörden som kom efter detta tillfälle hade inte tillräcklig med energi för att lösgöra nytt material.

Kemiskt löst material

Svingån har lägst halter av samtliga mätplatser. Detta kan förklaras utifrån platsens läge då den ligger en bit in i skogen och den antropogena påverkan är begränsad. Madbråtsbäcken har de högsta värdena och sannolikt beror detta på att det finns ett läckage av ämnen från närliggande jordbruksmarker till Madbråtsbäcken. Inga samband urskiljs mellan vattenföringens variationer och halt kemiskt löst material, halterna tycks variera helt oberoende av flödet. Enligt Knighton (1998) är kemiskt löst material inte lika beroende av flödet som suspenderat material och detta tycks stämma bra överens med de uppvisade resultaten. Vid jämförelse av mängd transporterat material är detta en produkt av vattenföring och halter (mg/l), därför uppvisas sambandet mellan hög vattenföring och stor mängd av kemisk lösta ämnen. Medelvärdet för Runnsäter hamnar på 18,8 ton/dygn.

Vid jämförelse med mängd suspenderat material ligger halterna av kemiskt löst betydligt högre och detta stämmer bra med Nordström (1986) som menar att svenska vattendrag transporteras material främst som kemiskt löst material.

Konduktivitet

Konduktivitetsvärdena ligger inom ramen för normala (50-400 µS/cm) även om de ligger relativt lågt då medelvärdena varierar mellan 53 och 96 µS/cm. Madbråtsbäcken har högst konduktivitet och det är troligen en följd av att landskapet runtomkring i stort sett enbart jordbruksmark. Näringsrikt vatten ger vattnet bättre ledningsförmåga och det sker ett visst läckage från åkermarken, från djurstallar och enskilda avlopp. De tre platser med lägst konduktivitet har ingen eller liten andel jordbruksmark i sitt avrinningsområde. Svingån är också den plats som minst variation sker mellan provtagningstillfällena. Mätplatserna i Valboån (Runnsäter och Härsängen) har högre värde än genomsnittet. Anledningen till att Härsängen har något högre värde kan beror på att mera näringsrikt vatten har tillförts ån med olika biflöden. Att konduktivitetsvärden ökar nedströms stämmer med Grip och Rodhes (1994) teorier. Av följande framgår att högre andel jordbruksmark och eventuell djurhållning leder till högre konduktivitet genom att det troligtvis läcker olika slags joner från mark och olika utsläppskällor såsom avlopp och djurstallar. Näringsrikt och/eller förorenat vatten har högre konduktivitet och detta uppvisas här.

Med avseende på flödet kan vissa trender urskiljas, hög vattenföring följs då av lägre konduktivitet medan låg vattenföring uppvisar de högsta uppmätta konduktivitetsvärden. Av detta uppvisas ett visst mönster av att jonerna i vattnet hindras utspädning under låga flöden och därmed ger en högre ledningsförmåga.

pH

pH-värdena varierar både mellan de olika mättillfällena och mellan mätplatserna. Värdena ligger dock hela tiden runt pH 7 som troligen är ett resultat av den kalkning som sker i Valboån. Däremot kalkas inte biflödena som trots detta ligger på bra pH-värde. Detta beror på att platserna i området ligger på lera som är relativt motståndskraftig mot försurning och kan neutralisera syra.

Enligt Grip och Rodhe (1994) sjunker pH med ökad mängd nederbörd och ökad vattenföring på grund av att vattnet tillförs vattendraget innan det hinner infiltrera marken. Det är endast på två bäckar detta stämmer någorlunda, Svartebäcken och Madbråtsbäcken, där är pH-värdena högst vid lägst vattenföring och lägst vid högst vattenföring. I Valboån är pH-värdena på båda platserna istället högst vid det tillfälle med högst vattenföring och sjunker sedan med varje mättillfälle framåt. Troligtvis beror detta på att kalkning har utförts i ån innan det andra tillfället och är det som främst påverkar pH-värdet i vattnet, inte vattenflödet och nederbörden till lika hög grad. Bland de övriga vattendragen är det svårt att se något samband. Enligt Grip och Rodhe (1994) sjunker vätejonkoncentrationen nedströms längs ett vattendrag och pH-värdet ökar då. Detta stämmer överens med situationen i Valboån där Runnsäter, uppströms, ligger på pH 7,0 i medeltal och Härsängen på 7,2. Att Svingån ligger på högst pH är något oväntat då denna plats ligger omgiven av skogsmark. Detta borde ha medfört surare pH då skogsmark oftast har låga pH-värden på grund av naturliga försurningsprocesser i marken som bildning av kolsyra när koldioxid löser sig i marken.

Nitrat

Nitrathalterna ligger utifrån medelvärdet sett på måttlig halt (enligt Naturvårdsverkets värden) på alla platser förutom Madbråtsbäcken som har låga halter (dock precis på gränsen). Detta överensstämmer dock inte med observationer som gjordes vid fältarbetet. Bäcken omges då av jordbruksmark och allt kring den tyder på mycket näringsrika förhållande. Madbråtsbäcken är också det tillflöde med högst andel jordbruksmark i området och borde därför ha högre nitrathalter eftersom det är vanligt med nitratläckage från den typ av markanvändning.

Bland de enskilda värdena varierar det en hel del, vissa på låg halt och ett fåtal på mycket låg halt. Halterna varierar också en del över mätperioden. Nitrathalterna i Runnsäter, Härsängen, Madbråtsbäcken och Vinnsäterbäcken varierade kraftigare från mycket låg halt under vissa mättillfällen till måttlig halt under andra. Sett utifrån vattenföringens variationer kan inga direkta samband urskiljas och påverkar då inte nitratkoncentrationerna i vattendragen.

Halterna av total-kväve har tidigare redovisats utifrån Alcontrols analyser (2002), det är dock svårt att direkt jämföra dessa värden med de erhållna nitrathalterna. En viss jämförelse kan ändå göras då nitrat (NO_3^-) ändå är den form av kväve som finns till störst del i vatten. Madbråtsbäcken låg i tidigare mätningar på 1,3 mg/l (tot-N) medan dessa resultat visar på 0,9 mg/l (NO_3^-). Vid jämförelse mellan Tångelanda och Härsängen i Valboån hamnar värdena på 0,6 mg/l (tot-N) respektive 2,4 mg/l (NO_3^-). Resultaten från denna undersökning visar på att halterna är något lägre i Madbråtsbäcken men betydligt högre halter i Valboån.

Överlag skall resultaten inte analyseras alltför noggrant här då felmarginalen kan ligga högt vid analys med fotospektrometer som det har visat sig med ämnen som både analyserats med fotometer och i ICP:n. Felkällan kan framförallt vara hög för nitrat då det är känsligt om det förvaras för varmt, bakterier kan då konsumera nitrat och därmed ge en lägre halt. Det fanns dock inget alternativ för mätning av nitrat/kväve halt och därför får diskussion och slutsatser ändå utgå från de resultat som framkommit.

Klorid

Kloridhalterna som erhölls visar på låg halt enligt Naturvårdsverkets gränsvärde. Resultaten var något lägre än förväntat då området har mycket lera som kan urlakas på salter. Området ligger en bit in i landet så påverkan från havet blir inte märkbar.

Kloridhalterna i Valboån ligger i jämförelse med dess tillflöden något högre. De tillrinnande bäckarna ligger ungefär på samma halter förutom Svingån som ligger ca 3 mg/l lägre halt än övriga tillflöden. Markanvändningen visade inte ge någon påverkan, men däremot kan geologin i området delvis påverka kloridhalterna. Svingån, med lägst kloridhalter, är den enda plats vars avrinningsområde domineras av tunt jordtäcke och kalt berg. Övriga avrinningsområden har mer eller mindre stora lerområden som kan öka kloridhalterna genom läckage av salter. Mätningen visar inga tydliga korrelationer mellan kloridhalter och vattenföringen, låga halter uppvisas både vid hög och låg vattenföring.

Kloridhalterna analyserades enbart med fotometer. De uppmätta halterna av klorid var låga och hamnade utanför intervallet där fotometern kan visa noggranna svar, resultaten kan därför innehålla relativt stora felmarginaler. Men resultaten verkar ändå rimliga i jämförelse med tabellvärde och vattendragens geografiska placering. Kommer därför att utgå ifrån att de stämmer relativt bra överens med de verkliga halterna i områdets vattendrag.

Totalfosfor

De höga fosforhalterna i Valboån var mycket uppmärksammade under 1990-talet men tot-P hamnar enligt resultaten av dessa undersökningar på mycket låga värden vid jämförelse med tabellvärde från Naturvårdsverket. Jämförs de erhållna värdena med tidigare undersökningar av Alcontrol hamnar resultaten också mycket lågt. I deras analyser låg halterna i Valboån och Madbråtsbäcken på höga eller mycket höga halter medan resultaten från dessa undersökningar visar på att medelvärdet för Madbråtsbäckens halter, som hamnar högst av mätplatserna, klassas som näringsfattigt tillstånd utifrån tabellvärde. Detta överensstämmer mycket dåligt med resultaten från tidigare analyser. Då ICP är en mycket tillförlitligt analysmetod ska detta inte kunna bero på mätfel. Orsakerna till de låga halterna kan då vara att halterna blivit lägre. Anledningen till detta kan vara att jordbruket blivit mindre intensivt eller bättre utvecklat, dvs. användning av konstgödsel/gödsel har minskat eller att bättre brukningsmetoder börjat användas. Detta skulle kunna medför att mindre fosfor har tillförts åkrarna eller att förlusterna via ytavrinning och erosion har minskat. Men då mängden material i vattendragen är hög kan det uteslutas att erosionen avtagit. Troligen tyder resultatet på att läckaget av fosfor är liten just vid de tidpunkter som mätningarna utfördes vid. Undersökningar under betydligt längre tid hade behövts för att se vad som orsakat avvikelsen i resultatet.

I likhet med Brodin & Krons resultat (2004) varierade totalfosforhalterna mellan olika slags markanvändning. De platser med högst medelvärden (Madbråtsbäcken och Skällsäterbäcken) är de tillflöden som har högst andel jordbruksmark i sina avrinningsområden. Båda platserna har ungefär hälften jordbruksmark/hälften skogsmark. Lägst halter finns i Svingån som enbart har skogsmark och mosse i avrinningsområdet. Valboån hamnar på medel och halterna har

stigit en del nedströms till Härsängen, detta kan bero på att flera bäckar från relativt intensiva jordbruksområde mynnat ut i ån (exempelvis Madbråtsbäcken). Det verkar som just dessa tillflöden dominerar påverkan i Härsängen för samtidigt mynnar även tillflöden från andra områden ut uppströms Härsängen och detta vatten kommer främst från Tvetanemossen och Svingån. Detta vatten borde ha relativt låga halter fosfor men verkar då inte ge så stor påverkan, eller så skulle halterna kanske ha varit ännu högre ifall de ej fanns.

Vattenflödet och skillnader i fosforhalter uppvisar inget tydligt mönster. Halterna förväntades att vara höga vid hög vattenföring då fosfor hade gått förlorat via avrinning från marken och tillförs vattendragen. Detta visade sig inte stämma så bra, då det var de två första tillfällena som hade högst halter och dessa tillfällen hade högst respektive lägst vattenföring.

Aluminium

Aluminiumhalterna i Valboån och dess biflöde ligger relativt lågt och detta beror på att pH i vattendragen ligger runt 7, vid detta pH-värde är lösligheten för aluminium låg. Enligt Grip och Rodhe (1994) är halten av trevärda aluminiumjoner högst uppströms i ett vattendrag, detta stämmer inte med de framtagna resultaten från Valboån, där Härsängen nedströms istället ligger på lite högre aluminiumhalter. Detta kan bero på att vatten har tillförts från Madbråtsbäcken, det vattendrag som uppvisar högst aluminiumhalter. Markanvändningen uppvisar en viss påverkan på aluminiumhalternas variationer då de ökar med högre andel jordbruksmark i avrinningsområdet, orsaken till detta är dock oklar. Det är svårt att urskilja samband mellan flöde och variation i aluminiumhalter då två platser uppvisar högst halter vid lägst vattenföring och fem platser visar högst halter vid högst vattenföring.

Järn

Enligt Bydén et al. (1996) ligger järnhalterna normalt på 200 µg/l för ytvatten, halterna från analyserna ligger något högre än detta värde. De flesta mätplatserna har värde över 300 µg/l i medel men inga medelvärde överstiger 400 µg/l. Runnsäter och Härsängen har något högre medelhalter än övriga och Svingån ligger tydligt under övriga med halter på 100 µg/l vid samtliga mättillfällen. På denna plats är den antropogena påverkan troligen begränsad och har antagligen ingen berggrund som är lättvittrad och därmed kan läcker ut joner. Anledningen till det högsta värdet på 790 µg/l beror troligtvis på ett tillfälligt punktutsläpp då övriga halter varierar mellan 190 och 390 µg/l. Punktutsläppet kan bero på korrosion av ledningar eller liknade.

Trender i och med förändrad vattenföring finns då högst vattenföring ger högst järnhalter på några av mätplatserna. Detta kan tyda på att järn tillförs vattendragen i högre halter med ökad avrinning från dräneringsområdet. Men då inga samband ses överlag är det inte tillräcklig grund för att bygga några påstående på om samband mellan järnhalt och vattenföring.

Kalcium

De uppmätta kalciumhalterna är låga och varierar mellan 1,6-7,7 mg/l och detta medför att vattnet är ett mycket mjukt vatten. Enligt Grip och Rodhe (1994) ökar halterna av vittringsämnen som kalcium vid låga vattenflöden på grund av att andelen grundvatten ökar och en mindre utspädning förekommer. Detta stämmer väl överens med de uppmätta värden som framkommit under analyserna. Det tillfället med lägst vattenföring visar på högst koncentrationer av kalcium på alla platser. Medelvärdena för de olika platserna ligger i ungefär samma halter. Halterna av kalcium ska även öka nedströms ett vattendrag (Grip & Rodhe 1994), men detta visar sig inte stämma in på Valboån då Runnsäter, uppströms, istället ligger något högre än Härsängen.

Arsenik
Mätvärdena för arsenik varierar en del mellan tillfälle och plats, men medelvärden från de olika platserna är relativt lika. Samtliga stationer hamnar över nivån för naturlig halt i opåverkade vattendrag, men inga speciellt höga värden uppvisas. Svingån ligger lägst och hamnar på mycket låg halt, med ingen eller liten risk för biologiska effekter. Övriga vattendrag hamnar strax över gränsen för låg halt med liten risk för biologiska effekter. Även de högsta topparna hålls inom dessa gränser. Då vattenföringen både är högst och lägst när arsenikhalterna är höga kan inga samband finnas.

Bly
Enligt Naturvårdsverkets gränsvärde hamnar blyhalternas medelvärde i området inom gränserna för "liten risk för biologiska effekter". Tre resultat hamnar på måttlig risk för biologiska effekter, men detta är fortfarande inga alarmerande halter då vattendragen i området inte klassas som känsliga vattendrag. De två kraftiga toppar som uppmäts är troligen felaktiga värde och då ett resultat av föroreningar i analysutrustning eller provflaskorna. Vattnets flöde har inte så stor inverkan på halterna förutom att utspädning hindras vid mycket låg vattenföring.

Kadmium
Kadmiumhalterna i området hamnar på främst på nivåer för "liten risk för biologiska effekter", ett av värdena kommer upp i halter motsvarande "måttlig risk för biologiska effekter". Detta innebär att vattendragen i området är något påverkade av kadmiumutsläpp/läckage. En troligen källa är konstgödsel då området har relativt stor andel jordbruk i avrinningsområdet. Enligt detta resonemang borde mätplatserna med högst andel jordbruksmark ligga på högre värde men detta framkommer dock inte av resultaten. Olika slags markanvändning tycks inte vara avgörande för kadmiumhalternas variationer. Vissa samband kan urskiljas mellan kadmiumhalter och vattenföring, men då detta endast är vid tre av stationerna ses inga trender och därför är det svårt att dra några slutsatser om vattenföringens påverkan på kadmiumhalten.

Koppar
Enligt Naturvårdsverkets gränsvärde tyder kopparhalter under 1 µg/l på opåverkade vattendrag. Förutom några enstaka prov hamnar inga halter under denna gräns vilket betyder att vattendragen till viss del är påverkade av olika slags föroreningar. Två prov visar på halter som överstiger gränsen vid 9 µg/l som innebär "ökad risk för biologiska effekter". Dessa värden kan bero på punktutsläpp som kan ha orsakats av korrosion av vattenledningar, men kan även tyda på föroreningar i provtagningsflaskor eller annan analysutrustning. Generellt sett ligger medelvärdena precis på gränsen till måttligt hög halt, över 3 µg/l, som innebär en risk för biologiska effekter. Detta gäller dock främst i känsliga vattendrag som är sura, närings- och humusfattiga samt med mjukt vatten. Då Valboån och dess biflöde endast har mjukt vatten orsaker dessa halter troligtvis inga allvarliga effekter i detta område. Olika markanvändningen leder till variationer i kopparhalterna. Detta uppvisas genom att mätplatserna med större andel jordbruksmark i avrinningsområdet ger högre kopparhalter. De högsta halterna finns då vid Runnsäter och vid Madbråtsbäcken, platser som har bebyggelse och jordbruksmark runt om medan Svingån å andra sidan har lägst halter och ligger mest avskilt. Anledningen till detta kan bero på naturliga orsaker såsom olika geologi, då leror kan läcka kopparjoner. Detta kan också bero på att exempelvis vattenledningar kan läcka ut kopparjoner och dessa utsläpp är rimligen störst i bebyggda områden. Med vattenföringen variationer är det svårt att urskilja någon trend.

Zink

Zinkhalterna vid första tillfället avviker från de övriga med två höga halter. Dessa skulle kunna misstänkas vara mätfel men då ICP är en tillförlitlig analysmetod bör detta ej vara orsaken. Majoriteten av mätplatserna visar högre värde och något har skett i området. Det är de mindre vattendragen som påverkats av detta, Valboån visar inte på några avvikelser från övriga omgångar. Detta skulle kunna vara en effekt av lågt vattenflöde som medför att vattnet i vattendraget främst bestod av grundvatten vid detta tillfälle. Vid övriga tillfällen ligger mätvärdena ganska stabilt runt 10 µg/l på alla mätplatser. Medelvärdena hamnar på låg halt med liten risk för biologiska effekter. Dock har ju inte förhöjda zinkhalter visat ge några negativa effekter utan det är istället vid underskott på zink som bör uppmärksammas då det är ett viktigt spårämne och skyddar växter från till exempel kadmiumupptag. Flödets inverkan på zinkhalten verkar begränsad även om ett litet samband kan urskiljas som höga koncentrationer vid låg vattenföring.

7. Slutsatser

- För suspenderat material, konduktiviteten, totalfosfor och koppar märks en påverkan av markanvändningen då en tydlig skillnad mellan områden med stor andel jordbruksmark i dräneringsområdet och områden med hög andel skogsmark uppvisas. Högre andel jordbruksmark visar då på högre halter av suspenderat material, tot-P och koppar samt högre värde på konduktiviteten. Det kan konstateras att den mätplats som ligger mest avskild och som är helt omgiven av skogsmark tydligt uppvisar lägst värde av i princip alla analyserade ämnen. Övriga platser påverkas olika mycket beroende på ämne, men Madbråtsbäcken utmärker sig ganska ofta med höga koncentrationer av flertalet ämnen. Denna plats domineras av jordbruksmark och det verkar ske en del läckage av närsalter och salter till denna bäck.

- Halten suspenderat material i vattendraget varierade en del, för de mätplatserna med hög procent jordbruksmark är halten i vattnet stor. Detta visar på att stor andel öppen mark eller jordbruksmark medför stor förlust av material via erosion och ytavrinning.

- Generellt sett var det få ämnens halter som uppvisade tydliga samband med vattenföringens variationer. För många ämnen uppvisades samband för några av platserna, men då inga generella mönster kunde ses kan vattenföringens påverkan inte sägas vara speciellt stor. För suspenderat material kunde dock trender urskiljas och höga vattenflöden medförde då en stor materialtransport i vattendragen.

- Tungmetaller finns i områdets vattendrag i olika mängder och alla halter hamnar över naturligt opåverkade vatten. Koppar, bly och kadmium är de metaller där gränser nås för måttlig risk för biologiska effekter.

8. Referenser

8.1 Böcker och tidskrifter

ALcontrol, (1999), *Örekilsälven 1997-99.* Dals-Eds, Munkedals, Färgelandas och Lysekils kommun, Munkedals AB, Länsstyrelsen Västra Götaland. 212 s.

Alström K, Bergman A, (1990), *Water Erosion on Arable Land in Southern Sweden.* 11 s. I Boardman J, Dearing J. A, Foster I. D. L (red.), *Soil Erosion on Agricultural Land.* John Wiley & Sons Ltd.

Alexandersson H, Eggertsson/Karlström C, (2001), *Temperaturen och nederbörden i Sverig 1961-1990 referensnormaler-utgåva 2.*SMHI-Meteorologi nr 99. Birekt offset AB Norrköping.

Asselman N.E.M,(1997), *Suspended Sediments in the River Rhine, the impact of climate change, transport and deposition.* Fauculteit Ruimtelijke Wetenschappen Universiteit Utrecht. 257 s.

Auzet A. V, Boiffin J, Maucorps J, Ouvry J.F, Paya F, (1990), *An approach to the Assessment on Erosion Forms and Erosion Risk on Agricultrual Land in the Northern Paris Basin, France.* 18 s. I Boardman J, Dearing J. A, Foster I. D. L (red.), *Soil Erosion on Agricultural Land.* John Wiley & Sons Ltd.

Bergström S, (1993), *Sveriges Hydrologi-grundläggande hydrologiska förhållande.* SMHI/Svenska hydrologiska rådet. 137 s.

Boardman, J, Harris, T (1990) *A Rule-based Expert System Approach to Predicting Waterborne Soil Erosion.*12 s. I Boardman, J, Dearing, J. A, Foster, I. D. L (red.), *Soil Erosion on Agricultural Land.* John Wiley & Sons Ltd.

Brodin A, Kron Y, (2004), *Variationer i vattnets sammansättning längs Ätrans vattendrag.* Department of Physical Geography, Göteborg. B 412. 28 s.

Bydèn S, Larsson A-M, Olsson M, (1996), *Mäta vatten.* Institutionen för tillämpad miljövetenskap. 96 s.

Börling K, (2003), *Phosphorus Sorption, Accumulation and Leaching- Effects of long-term inorganic fertilizatation of Cultivaded Soil.* SLU service/repro Uppsala. 39 s.

Drever J. I, (1997), *The Geochemistry of Natrual Waters, Surface and Groundwater Enviroments 3:e upplagan.*Prentice Hall Upper Saddle River, NJ 07458. 436 s

Eriksson A, (2001), *Utredning om effekterna av Valboåns utdikning Tångelanda-Önne, samt förslag till erosionshindrande åtgärder.* Miljö och byggkontoret, Färgelanda kommun. 40 s.

FAO (Food and Agriculture organization of the United nation), (1965), *Soilerosion by water-some measures for its control on cultivated lands.* 284 s.

Grip H, Rodhe A, (1994), *Vattnets väg från regn till bäck.* Hallgren & Fallgren studieförlag AB. 155 s.

Gregory K.J, Walling D.E, (1973), *Drainage Basin Forms and Processes*. Fletcher & Son Ltd, Norwich. 449 s.

Hellström S, (1998) *Markanvändningens betydelse för vattenkvaliteten I Kollerödsbäcken.* Department of Physical Geography, Göteborg. B152. 39 s.

Knighton D, (1997), *Fluvial Forms and processes*. MPG Books Ltd, Bodmin Cornwall. 383 s.
Larsson M, (1997), *Vattenkvalitet- omgivningens påverkan längst Kilstabäcken*. Department of Physical Geography, Göteborg. B 050. 30 s.

Morgan R. P. C, (1995), *Soil Erosion & Conservation, Second Editon*. Longman Group Limited. 198 s.

NV, (1999), *Bedömningsgrunder för miljökvalitet, sjöar och vattendrag*. Naturvårdsverket, NV rapport 4913. 100 s.

NV, (2003), *Flöden i vattendrag*. Naturvårdsverket, NV rapport 5292. 100 s.

Nordström R, (1986), *Vattenkvalitet och transport av näringsämnen i små åar i Göteborgs och Bohus län*. Naturvårdsenheten, Länstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 89 s.

Svenland C, (1996), *Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun, förslag till skyddzoner, våtmarker och andra åtgärder*. Länsstyrelsens reproavdelning, Vänersborg 1996. 81 s.

Ulén B, (1997), *Förluster av fosfor från jordbruksmark*. Naturvårdsverket, NV rapport 4731. 78 s.

8.2 Internetadresser

Kristianstads kommun, Dahlman och Lindström, www.kristianstad.se
Struktur och markanvändning: www.kristianstad.se/kommunen/mhk/rapporter/vattendragen/struktur.htm, 20050930

NV (Naturvårdsverket), www.naturvardsverket.se,
Alkalinitet och försurningspåverkan hos grundvatten: www.naturvardsverket.se, 20040929
Klorid (salt) i grundvatten: www.naturvardsverket.se, 20041012
Metaller i sjöar och vattendrag: www.naturvardsverket.se, 20041028
Övergödning av mark och vatten: www.naturvardsverket.se, 20041006
Metallföroreningar av ytvatten och hav: www.vattenportalen.se 20041027

SLU (Sveriges lantbruksuniversitet), Institutionen för miljöanalys, www.ma.slu.se
Metaller i sjöar och vattendrag: www.ma.slu.se/Miljotillst/Metaller/metaller.ssi, 20041103

Zinkinfo Norden AB, www.zincinfo.se/index.htm
Zink i miljön: www.zincinfo.se/miljon/miljon.htm, 20041103

8.3 Kartor

Gula kartan, skala 1: 20 000 9B:05, 9B:25, 9B:27, Lantmäteriverket, Gävle 1989.

Sverigekarta, skala 1: 5000 000 och 1:1000 000, Gleerups skolatlas, Malmö 1993

Topografisk karta, skala 1:50 000 Fältkarta 9B Dals-Ed SO, Rikets allmänna kartverk, Stockholm 1974.

Översiktlig jordartskarta över Färgelanda kommun, skala 1:50 000, Bo Lind Färgelanda kommun 1983