

EXAMENSARBETE



En studie av eutrofierande näringsämnen i tre
biflöden till Suseån

- Falkenbergs kommun, Halland

Julia Andersson och Denise Nielsen

Miljö- och hälsoskydd 15 hp

Halmstad 2015-06-18

Sammanfattning

Enligt ett av de 16 miljökvalitetsmålen, *Ingen övergödning*, ska halterna av eutrofierande ämnen inte ha någon negativ effekt på människors hälsa, den biologiska mångfalden eller vår möjlighet till ett hållbart brukande av mark och vatten. En stor bidragande orsak till den rådande övergödningssproblematiken i svenska vatten är läckage av främst näringsämnena kväve och fosfor från agrara och urbana källor.

Hallands kustkommuner har sedan länge problem med övergödning och behovet för åtgärd är stort (Miljösamverkan Halland, 2014). Länet är särskilt utsatt för näringsläckage, delvis på grund av att en stor del av åkermarken utgörs av genomsläppliga jordar, vilka underlättar för vattnets framkomlighet och transport av näringsämnena, men även för att vattendrag har rätats ut av människan och för att naturliga våtmarker har tagits bort (Vägverket, 1998).

I Halland rinner Suseån som är den femte största ån i länet. Problematiken i den övre regionen av dess avrinningsområde handlar främst om förurning, medan det i det nedre området främst handlar om övergödning och fysisk förändring av vattendragen.

Vattenprovtagning utfördes i Suseån, samt i tre biflöden i den nedre delen av avrinningsområdet, vilken till stor del domineras av jordbruksmarker. De utvalda vattendragen var Käringasjöbäcken, Boarpsbäcken och Årstadbäcken.

Genom analys av totalkväve, totalfosfor, nitrit/nitratkväve och fosfatfosfor, erhöles en indikation om vattendragens status. Medelvärdena av uppmätta kvävehalter varierade mellan 1358 µg/l till 4286 µg/l för de olika vattendragen, vilket motsvarar Höga halter till Extremt höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder från år 1999. Uppmätta medelhalter av fosfor varierade mellan 21 µg/l till 83 µg/l, vilket motsvarar God till Dålig status enligt Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder (2007).

Resultatet av vattenprovtagningarna uppvisade överlag förhöjda halter av näringsämnena i alla biflöden till Suseån. De högsta halterna av både totalkväve och totalfosfor uppmättes i Boarpsbäcken och Årstadbäcken, vilka således har det största åtgärdsbehovet.

Nyckelord: eutrofiering, fosfor, kväve, näringsläckage, vattenprovtagning

Abstract

The lower part of Suseån drainage basin have problems with eutrophication as a result of leaching of nutrients which includes agriculture as a significant source, accounting for 48% of the total discharge of phosphorus and 43% of the total discharge of nitrogen. This is the single largest source of eutrophication in Swedish waters (Naturvårdsverket, [NVV] 2012). Through water testing and analysis the influence of the nutrients nitrogen and phosphorus were studied at three tributaries of the Suseån in Falkenberg municipality. The selected water bodies were Käringsjöbäcken, Boarpsbäcken, Årstadbäcken and Suseån. The arithmetic average of total nitrogen content in the tributaries varied from high levels to extremely high levels, according to grounds for judgement from Naturvårdsverket (1999). The average of total phosphorus concentration ranged from being equivalent to good status, to being equivalent to poor status, according to grounds for judgement from Naturvårdsverket (2007). To achieve the environmental objective *Zero Eutrophication*, nutrient leaching from agriculture and non-approved private sewage must decrease. Possible measures like growing of catch crops and construction of riparian zones and wetlands could reduce the leakage from agriculture.

Key words: eutrophication, phosphorus, nitrogen, nutrient leakage, water sampling

Förord

Denna rapport är ett examensarbete om 15 högskolepoäng vid Miljö- och hälsoskyddsprogrammet på Högskolan i Halmstad. På uppdrag av Suseåns vattenråd har vi utfört provtagning och analys av näringsämnen i tre biflöden till Suseån, i Falkenbergs kommun, Halland.

Syftet med arbetet har varit att få fram data över halterna eutrofierande näringsämnen för vattendragen Karingasjöbäcken, Boarpsbäcken, Årstadbäcken och Suseån. Det underlag vi har fått fram hoppas vi ska ligga till grund för vidare åtgärdsarbete mot den artificiella övergödningen, och därmed bidra till att arbetet med att uppnå miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning* fortsätter i rätt riktning.

Vi har under arbetets gång haft stor nytta av den kunskap och expertis som vi skänkts av personer i vår omgivning. Vi vill därför ta tillfället i akt att tacka de personer som bistått oss med sin kunskap och vägledning:

Ett stort tack till vår handledare på Högskolan i Halmstad, Lars-Erik Widahl, som med stort engagemang hjälpt oss att genomföra detta arbete. Ett varmt tack till Per-Magnus Ehde, Högskolan i Halmstad, som med stort tålamod handlett oss i laboratoriet och även utfört våra analyser av näringsämnen. Tack till Suseåns vattenråd som kom med idén till detta examensarbete. Tack till Lars Stibe på Länsstyrelsen i Halland, som bidragit med sitt kunnande kring vattenrelaterade frågor.

Avslutningsvis vill vi även tacka personalen på kommunerna i Falkenberg och Halmstad för all information de har bidragit med.

Halmstad, maj 2015

Julia Andersson & Denise Nielsen

Innehållsförteckning

1. Introduktion	1
1.1. Bakgrund till projektet	1
1.1.1. Suseån i Halland	2
1.2. Syfte	3
1.3. Avgränsning	3
2. Bakgrund	4
2.1. Eutrofiering	4
2.1.1. Fosfor	5
2.1.2. Kväve	6
2.1.3. Läckage av näringsämnen från jordbruksmark	7
2.1.4. Läckage av näringsämnen från enskilda avlopp och urbana miljöer	9
2.1.5. Kväve och fosfors utlakningsförmåga	10
2.2. Miljöarbete inom Sverige och Europeiska Unionen	10
2.2.1. Miljömål	10
2.2.2. EU:s ramdirektiv för vatten	12
2.2.3. Nitratdirektivet (91/676/EEG)	12
3.1. Litteratursök	13
3.2. Provtagningsmetoder	13
3.3. Provtagningsstillfällen	13
3.3.1. Flöde	14
3.4. Provtagningspunkter	15
3.4.1. Beskrivning av provpunkter	16
3.5. Analysmetoder	22
3.5.1. Konduktivitet, pH och temperatur	22
3.5.2. Suspenderat material	22
3.5.3. Totalkväve	23
3.5.4. Nitrat/nitritkväve	24
3.5.5. Totalfosfor	25
3.5.6. Fosfatfosfor	25
3.6. Databehandling	25
4. Resultat	26
4.1. pH	26
4.2. Suspenderat material	26
4.3. Konduktivitet	27

4.6. Totalkväve	30
4.4. Nitrat/nitritkväve	34
4.7. Totalfosfor	38
4.5. Fosfatfosfor.....	42
5. Analys av data	47
5.1. Käringasjöbäcken	47
5.2. Boarpsbäcken.....	47
5.3. Årstadbäcken	47
5.4. Suseån.....	48
5.5. Bedömningsgrunder.....	48
5.5.1. Klassificering av status enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder från 2007 .	49
5.5.2. Klassificering av status enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder från 1999 .	50
5.6 Vattenföring och belastning.....	50
6. Diskussion	52
6.1. Åtgärder för minskat näringsläckage från jordbruksmark.....	52
6.1.1. Skyddszoner	52
6.1.2. Fånggrödor	53
6.1.3. Våtmarker	54
6.1.4. Stöd för miljö- och landsbygdsutvecklingsåtgärder.....	55
6.2. Åtgärder för minskat näringsläckage från enskilda avloppsanläggningar.....	56
6.2.1. Enskilda avlopp i vattendragens delavrinningsområden.....	57
6.3. Felkällor.....	60
6.4. Etiska aspekter	61
6.5. Förslag till fortsatt arbete.....	61
7. Slutsatser	62
8. Referenser.....	63
Bilaga 1 – Analysresultat	1
Bilaga 2 – Provpunkter.....	3
Bilaga 3 - Statement of contribution	6

1. Introduktion

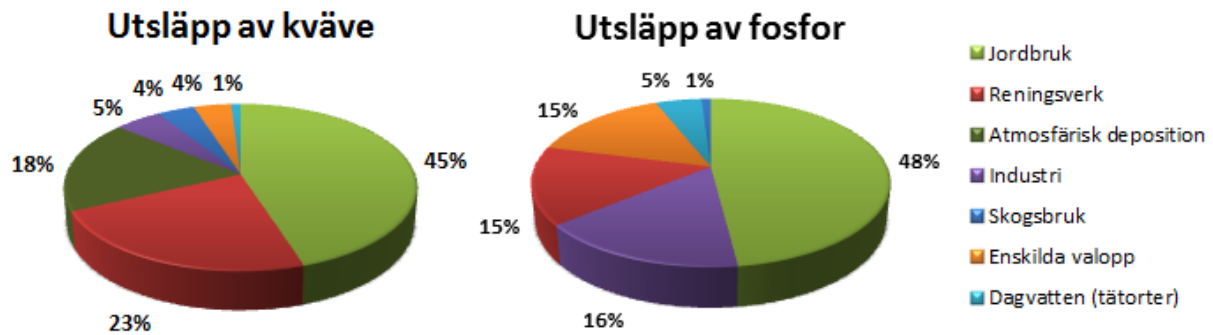
1.1. Bakgrund till projektet

Enligt ett av de 16 miljökvalitetsmålen, *Ingen övergödning*, ska halterna av eutrofierande ämnen inte ha någon negativ effekt på människors hälsa, den biologiska mångfalden eller vår möjlighet till ett hållbart brukande av mark och vatten. Miljömålsrådet (2008) bedömer att Sverige inte kommer att uppnå miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning* fram till 2020, men belyser att det är av största vikt att fram till dess skapa goda förutsättningar för att framtida generationer skall ha möjlighet att uppnå målet.

En stor bidragande orsak till övergödningssproblematiken är läckage av främst näringsämnena kväve och fosfor från agrara och urbana källor. Jordbruk står för 48 % av det totala utsläppet av fosfor, respektive 45 % av det totala utsläppet av kväve, och är därmed den enskilt största antropogena källan till övergödning i svenska vatten, se Figur 1. Lantbrukare använder gödningsmedel på åkrarna, varvid en del av näringen följer med ytavrinningen till vattendragen där det bidrar till eutrofiering. Enligt Mason (2002) går nära hälften av all kväve tillförd via gödsel förlorad till grundvattnet.

En annan stor utsläppskälla är kommunala reningsverk som står för 23 % av kväveutsläppen, respektive 15 % av fosforutsläppen (NVV, 2014). Enskilda avloppsanläggningar är ytterligare en bidragande källa som enskilda har ett förhållandevis lågt utsläpp av näringsämnena, men tillsammans ändå spelar en stor roll i proportion till andra källor. Mängden fosfor som släpps ut från enskilda avlopp varje år är lika stor som utsläppet från alla kommunala reningsverk tillsammans, men år 2010 använde endast cirka 17 procent av Sveriges befolkning enskilda avloppsanläggningar (NVV, 2014; SCB, 2010). Avloppsvatten bidrar med stora mängder kväve och fosfor på grund av otillräcklig rening. Havs- och vattenmyndigheten uppskattar att nästan 50 % av Sveriges cirka 700 000 enskilda avlopp saknar tillräcklig rening (Havs- och vattenmyndigheten [HaV], 2014).

Industrier är ytterligare en stor utsläppskälla, vilka årligen står för 16 % av fosforutsläppen. Den tredje största källan till kväveutsläpp är från atmosfärisk deposition, vilket årligen tillför 18 % av allt kväve (NVV, 2014).



Figur 1 Utsläppskällor av kväve och fosfor (NVV, 2014).

1.1.1. Suseån i Halland

Hallands kustkommuner har sedan länge problem med övergödning och behovet för åtgärd är stort (Miljösamverkan Halland, 2014). I Halland är åkermark den näst största markanvändningen efter skogsmark (SCB, 2013), vilket gör länet till ett landskap präglad av jordbruk.

Halland tillhör Västerhavets vattendistrikt där Länsstyrelsen i Västra Götaland är utsedd till vattenmyndighet. I distriktet finns 1671 vattendrag (Vattenmyndigheterna, 2015), varav 23,7 % är eutrofierade (NVV, 2015).

Halland är särskilt utsatt för näringsläckage, delvis på grund av att en stor del av åkermarken utgörs av genomsläppliga jordar, vilka underlättar vattnets framkomlighet och transport av näringsämnen, men även för att vattendrag har rätats ut av människan och för att naturliga våtmarker har tagits bort (Vägverket, 1998).

I Halland rinner Suseån som är den femte största ån i länet, med en total längd på cirka 5 mil och ett avrinningsområde som omfattar en areal på ca 450 km² (LST Halland, 2015; VISS, 2015). Enligt underlaget som finns att tillgå i VattenInformationsSystem Sverige (2015), får ån benämningen Suseån strax öster om Kvibille där Slissån möter Hasslebäcken. Suseån sträcker sig från Kvibille fram till dess utlopp i Kattegatt, lokaliserat sydost om samhället Veka.

Avrinningsområdet är fördelat på 54 % skog, 26 % åkermark och 1 % sjö. Den norra delen av avrinningsområdet domineras av skogsmark, medan den södra till stor del domineras av jordbruksmark (Vattenmyndigheterna, 2009). Problematiken i den övre regionen handlar främst om förorening, medan det i det nedre området främst handlar om övergödning och

fysisk förändring av vattendragen. 21 av 28 vattendrag i Suseåns avrinningsområde bedöms ha problem med övergödning (Vattenmyndigheterna, 2009).

Många av de bäckar som ansluter till Suseån har under tidens gång rätats ut av mänsklig hand för att förebygga de tidigare vanliga översvämningarna och utöka andelen odlingsbar mark (Johansson, 2013). Uträtning av vattendragen minskar ålängden, och när meanderformen försvinner minskar sedimentering och den naturliga retentionen av näringsämnen i kurvorna (NVV m.fl., 2008). Som exempel kan nämnas att den del av Suseån som förr ringlade fram mellan Kvibille och Getinge har rätats ut och minskat i längd med ca 40 % under 1900-talet (Vägverket, 1998).

1.2. Syfte

På uppdrag av Suseåns vattenråd har vi utfört provtagning och analys av näringsämnen i Suseån och tre anslutande biflöden, i Falkenbergs kommun, Halland. Vårt syfte med detta examensarbete är att undersöka näringsbelastning och påverkan av främst näringsämnena kväve och fosfor i vattendragen.

Provtagningsresultaten kommer att komplettera länsstyrelsen i Hallands tidigare provtagning och klassning av vattendragen. Förhoppningen är att insamlad data kommer att utgöra en grund för vidare åtgärdsarbete mot den artificiella övergödningen i Suseåns avrinningsområde.

1.3. Avgränsning

Vi har valt att begränsa examensarbetets omfattning till provtagning i fyra vattenförekomster i Suseåns avrinningsområde i Falkenbergs kommun. Utvalda vattendrag är; Karingasjöbäcken, Boarpsbäcken, Årstadbäcken och Suseån.

Provtagning har utförts sju gånger med ca tio dagars mellanrum under perioden januari 2015 till april 2015. Proverna analyserades efter följande parametrar: totalkväve, nitrat/nitritkväve, totalfosfor, fosfatfosfor och suspenderat material. I fält har konduktivitet, pH och temperatur uppmätts.

2. Bakgrund

2.1. Eutrofiering

Många sjöar och vattendrag som tidigare bedömts som oligotrofa, näringsfattiga, har idag blivit eutrofa, övergödda, till följd av den extratillförda mängden näringsämnen (Townsend, Begon & Harper, 2008).

Eutrofiering alstrar en ökning av främst vattenlevande växter och alger som upptar sin näring direkt från vattnet. Alger kan under näringsrika förhållanden bilda masstillväxt och orsaka så kallade algblomningar. Vissa arter av blågröna alger, även kallade cyanobakterier, kan ge upphov till produktion av algtoxiner, vilket kan orsaka allvarliga hälsoeffekter hos människor (NVV, 2003).

Eftersom livslängden för alger vanligtvis är kort, sjunker stora mängder snabbt till botten där bakterier påbörjar nedbrytning under aeroba förhållanden (Allaby, 2000). När bakteriepopulationer får mer organisk substans att konsumera ökar tillväxten betydligt (Cunningham & Cunningham, 2010). I takt med att bakteriepopulationerna blir större och bryter ner mer organiskt material, förbrukas allt mer av det i vattnet tillgängliga syret ($O_{2(g)}$). En eutrofierad sjö kännetecknas av att den mängd syre som förbrukas av bakterier överskrider mängden syrgas i vattnet, vilket leder till anoxiska förhållanden (Allaby, 2000). Följderna av de eutrofierande effekterna kan leda till att vattnet blir grumligt och får en otrevlig smak och lukt. Fortskridet förloppet börjar växter och djur att i extrema fall dö, och dess nedbrytning medför större syrebrist i vattnet, vilket kan orsaka en kollaps i hela det akvatiska ekosystemet (Cunningham & Cunningham, 2010) och bilda så kallade döda bottenar.

En snabb tillväxt av alger kan även bilda stora sjok som hindrar solens strålar från att nå ner under vattenytan, vilket kan leda till död för de växter som då får för lite solljus (SMHI, 2012).

Övergödning kan även ingå i en sjös eller vattendrags naturliga cykel. Sediment och näringsämnen tillförs sjöar och vattendrag via biflöden, vilket stimulerar tillväxt av akvatiska växter och alger. Med tiden innebär detta en igenväxning av tidigare öppna vattenytor, och det bildas så småningom sumpmark. Denna förändring och dess hastighet beror på vattnets djup, kemi, omloppstid, det omgivande vattenområdets mineralinnehåll, samt sjöns egen sammansättning av organismer (Cunningham & Cunningham, 2010). Eutrofiering som en naturlig del av en sjös livscykel är en åldringsprocess som vanligen tar tusentals år (Allaby, 2000). Eutrofiering orsakad av mänsklig aktivitet, även kallad kulturell eller artificiell

övergödning (Cunningham & Cunningham, 2010), förkortar åldringsprocessen drastiskt och bör i största möjliga mån förhindras (Allaby, 2000).

Om kontroll av övergödning ska vara möjlig, måste man först ta reda på vilket näringsämne som måste begränsas. För att tillväxt ska ske behöver alla de för växten essentiella näringsämnena finnas tillgängliga. Tillväxten hämmas därmed av det näringsämne som växten lider brist på, det så kallade *begränsande näringsämnet* (Allaby, 2000). I sjöar är vanligen fosfat det begränsade näringsämnet, på grund av att det ofta råder överskott av andra näringsämnen (Baird & Cann, 2012).

Vilket som är det begränsande näringsämnet varierar beroende på om det gäller sött eller salt vatten. I saltvatten tenderar kväve att vara den begränsande faktorn, medan fosfor vanligen är det begränsande näringsämnet i sötvatten. I sötvatten kan dock det begränsande näringsämnet även variera med vattenförekomstens näringsstatus, i oligotrofa vatten tenderar kväve vara begränsande, medan det i eutrofa limniska miljöer är vanligare med fosfor (Mason, 2002).

Proportionen mellan kväve och fosfor påverkar i stor grad vilken typ av alger eller växtplankton som kommer att växa. En stor mängd av enbart ett ämne har svårt att generera tillväxt då det vanligen krävs 16 kväveatomer per fosforatom för att tillväxt av plankton skall ske (SMHI, 2012).

I de fall kväve är begränsande i eutrofa vatten kan vissa arter av blågröna alger fixera atmosfäriskt kväve i sina celler och på så sätt möjliggöra tillväxt trots brist på kväve i vattenfasen. Blågröna alger kan dessutom lagra stora mängder fosfor i sina celler, vilket de kan nyttja då fosfor återigen blir begränsande (Mason, 2002).

Ett överskott av fosfor kan rubba den balans som råder mellan växter i, och ovan vattnet, vilket även påverkar den fauna som livnär sig av dem. Det är därför av stor vikt att de naturliga nivåerna av fosfor inte överskrids i för stor grad (Mainstone & Parr, 2002).

2.1.1. Fosfor

Fosfor används omfattande i gödningsmedel, och ackumuleras vanligtvis i höga koncentrationer i vattendrag och sjöar som har jordbruk som omgivning eller som ligger nära tätbefolkade områden (Khan & Ansari, 2005). Fosfor finns i flera olika former i vatten, varav endast fosfat direkt kan tas upp av växter och alger. Alla former av fosfor i vatten, lösliga som

olösliga, kan man sammanfatta som totalfosfor. Andelen växttillgänglig fosfor kan variera från att utgöra 20 % till 85 % av halten totalfosfor (Jordbruksverket, 2008).

Fosfor och andra näringsämnen förekommer endast bristfälligt i naturliga vattendrag, vilket medför att endast en begränsad tillväxt av alger är möjlig. Tillskott av fosfor medför en ökad tillväxt, något som vanligtvis inte är önskat. Den extratillförda fosfor kan härstamma från flera olika källor, däribland från djurspillning, reningsverk och erosion av mark och berg, men de allra största källorna är avrinning från jordbruksmark samt hushållsavloppsvatten (Khan & Ansari, 2005). Av det årliga totala fosforläckaget uppskattas den antropogena delen utgöra 52 % eller 4,8 ton/år (Vattenmyndigheterna).

Fosfor förekommande i sötvatten kan delas in i fyra grupper; löst icke-organisk fosfor (eng. Dissolved Inorganic Phosphorus, DIP), löst organisk fosfor (eng. Dissolved Organic Phosphorus, DOP), partikulär icke-organisk fosfor (eng. Particulate Inorganic Phosphorus, PIP) och partikulär organisk fosfor (eng. Particulate Organic Phosphorus, POP) (Allan & Castillo, 2007). DIP inkluderar ortofosfat (PO_4^{3-}) och polyfosfater (Länsstyrelsen i Västra Götalands län, (2008). Analys av halten totalfosfor (Tot-P) innefattar fosfor från alla fyra grupper i resultatet, se Figur 2.

<u>Tot-N</u>	<u>Tot-P</u>
➤ Löst icke-organiskt kväve (NH_4^+ , NO_3^- och NO_2^-)	➤ Löst icke-organisk fosfor (ortofosfat och polyfosfat)
➤ Löst organiskt kväve	➤ Löst organisk fosfor
➤ Partikulärt kväve	➤ Partikulär icke-organisk fosfor
	➤ Partikulär organisk fosfor

Figur 2 Former av kväve och fosfor förekommande i sötvatten (Allan & Castillo, 2007).

2.1.2. Kväve

Kväve är ett av de för växter essentiella näringsämnena, vilket de kan tillgodogöra sig i form av nitratjoner (NO_3^-) eftersom de är lösliga i vatten.

En stor andel av det kulturellt tillförda kvävet i vattenförekomster har sitt ursprung från användning av organiska och kemiska gödselmedel innehållande nitrater (Europeiska Unionen [EU], 2010). Kväve tillförs inte bara vattendragen via utlakning av jordbruksmark, en betydande andel härstammar även från till exempel avloppsreningsverk, dagvattenutlopp, industrier och luftburna källor (Mason, 2002). Kvävgasutsläppet till biosfären har ökat massivt till följd av produktion av gödsel och ökade utsläpp vid förbränning av fossila bränslen. Ökad halt av atmosfäriskt kväve för med sig ökat atmosfäriskt nedfall i form av nederbörd som bundits av kväve. Den naturliga kvävecykeln har rubbats av de drastiskt förhöjda halterna av biotillgängligt kväve (Bergström & Jansson, 2006).

Kväve förekommande i sötvatten kan delas in i tre grupper; löst icke-organiskt kväve (eng. Dissolved Inorganic Nitrogen, DIN), löst organiskt kväve (eng. Dissolved Organic Nitrogen, DON) och partikulärt organiskt kväve (eng. Particulate Organic Nitrogen, PON) (Allan & Castillo, 2007). DIN innefattar kväve i form av ammonium (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) och nitrit (NO_2^-). Analys av halten totalkväve (Tot-N) inkluderar allt kväve från alla tre grupper i resultatet, se Figur 2.

2.1.3. Läckage av näringsämnen från jordbruksmark

Merparten av Sveriges jordbruksmarker var från början relativt näringsfattiga vad gäller biotillgänglig fosfor, något som förändrades under den kraftiga fosforgödslingen på 60- och 70-talet (NVV, 2005). Trenden har idag minskat och mängden tillförd fosfor från handelsgödsel ligger på ca 6 kg P/ha/år i regionen *Götalands södra slättbygder*, vilket omfattar Hallands slättbygder (SCB, 2011). I brukandet av vanlig stallgödsel som gödningsmedel har det dock generellt inte varit några större mängdvariationer sen 20-talet (NVV, 2005) och mängden tillförd stallgödsel ligger på ca 6 kg P/ha/år (SCB, 2011). Den totala mängden tillförd fosfor uppgår till 16 kg P/ha/år eller 5394 ton/år, se Tabell 1.

Mängden kväve tillfört från handelsgödsel ligger på ca 101 kg N/ha/år och från stallgödsel ca 28 kg N/ha/år. Den totala årliga mängden tillförd kväve i regionen *Götalands södra slättbygder* uppgår till ca 162 kg per hektar, vilket motsvarar en total tillförsel på 55 978 ton, (SCB, 2011).

Tabell 1. Tillförsel av näringsämnen i regionen Götalands södra slättbygder år 2011 (SCB, 2011).

Tillförsel av kväve och fosfor i Götalands södra slättbygder 2011				
Tillförsel	Kväve		Fosfor	
	kg/ha	ton	kg/ha	ton
Totalt	162	55978	16	5394
Handelsgödsel	101	34783	6	2180
Jordförbättringsmedel	3	989	1	263
Stallgödsel	28	9787	6	2038
Betesgödsel	7	2488	1	395
Utsäde	2	775	0	144
Deposition	13	4591	0	104
Slam	1	435	1	271
Kvävefixering	6	2131	0	0

Hur mycket av den extra tillförda gödseln som läcker ut till vattendragen beror på en mängd olika faktorer, som till exempel klimat och jordmån. Även tidpunkten för då gödsling sker och vilka sorters grödor som för tillfället odlas påverkar. Under vinterhalvåret då stora mängder nederbörd faller, är jordbruksmarker som står utan grödor extra utsatta för utlakning, då det i gräsbevuxna marker sker ett upptag av nitrat via grässets rötter året runt (Allaby, 2000).

Enligt Mason (2002) går nära hälften av all kväve tillförd via gödsel förlorad till grundvattnet. I en undersökning (Mason, 2002) av den engelska floden Great Ouse, konstaterades att 71 % av kvävet och 6 % av fosforet i floden hade sitt ursprung i jordbruk.

Läckage från jordbruk bidrar med en stor del av den totala mängden fosfor, men den största delen fosfor från jordbruk är i partikulär form och således ej lika biotillgänglig som löst fosfor (Mainstone & Parr, 2002) och måste därför frigöras innan det kan tas upp av växter.

Det kväve och fosfor som transporterats ned förbi markens rotzon, ungefär vid 1 meters djup räknas som utlakat, då det inte längre kan tas upp av växterna. Näringsämnena transporteras därefter ner till grundvattnet eller till ett dräneringssystem, vilka tillslut leder ut i ett vattendrag som slutligen har en sjö eller ett hav som recipient (NVV, 2008).

Läckage från jordbruk i form av ytavrinning och markläckage är så kallade diffusa utsläpp på grund av att utsläppet sker i små doser från stora arealer och under lång tid, vilket gör dem svåra att mäta (NVV, 2008). Andra exempel på diffusa källor är avrinning från vägar och skog, samt atmosfärisk deposition (Mainstone & Parr, 2002).

2.1.4. Läckage av näringsämnen från enskilda avlopp och urbana miljöer

Läckage från denna typ av källor är vanligen så kallade punktutsläpp, vilka kännetecknas av att de ofta är lättare att mäta och lokalisera än diffusa utsläpp. Urbana källor till utsläpp av näringsämnen kan vara till exempel avloppsreningsverk, dagvattenutlopp och industrier. I avloppsvatten kan tvättmedel stå som ensam källa till nära hälften av all fosfor (Mason, 2002). Dagvatten rinner över hårdgjorda ytor, gräsmattor och tak, och för med sig föroreningar som t.ex. biltvättmedel, gräsklipp och löv till närmsta recipient. Vilka industrier som bidrar med de högsta halterna kväve och fosfor varierar med storlek och reningsgrad, men industrier som utövar omfattande tvättningsprocesser släpper vanligen ut höga koncentrationer av näringsämnen (Mason, 2002).

Enskilda avlopp har förhållandevis låga utsläpp av näringsämnen, men spelar ändå en stor roll i proportion till andra källor. En genomsnittlig person ger upphov till ett utsläpp av cirka 10,8 g kväve och 2,2 g fosfor varje dag (Mason, 2002). Den årliga mängden fosfor som släpps ut från enskilda avlopp är lika stor som utsläppet från alla kommunala reningsverk tillsammans, men år 2010 använde endast cirka 17 procent av Sveriges befolkning enskilda avloppsanläggningar (JTI, 2008; NVV, 2014; SCB, 2010).

Enligt Havs- och vattenmyndigheten (2014), saknar nära 50 % av Sveriges ca 700 000 enskilda avlopp tillräcklig rening. Några av de vanligast förekommande reningssystemen som inte anses leva upp till kraven är avloppsanordningar med till exempel resorptionsfunktion, sandfilterbrunnar och stenkistor (JTI, 2003).

År 2012 utförde Svenska Miljöinstitutet en beräkning av påverkan från enskilda avlopp inom ett näringsbelastat avrinningsområde i Halland. Rapporten visar att om alla avlopp i avrinningsområdet nådde upp till kraven om minst 70 % fosforrening och ca 30 % kväverening, skulle belastningen på avrinningsområdet minska med 52 % vad gäller fosfor och 11 % vad gäller kväve.

Den fosfor som tillförs vattendragen från avloppsvatten är till stor del i direkt biotillgängliga fraktioner, medan fosfor som tillförs från jordbruk till största del är i partikulär form. Detta beror på fosfors förmåga att binda till partiklar som sedan tillförs vattendragen vid regn och erosion (Mainstone & Parr, 2002).

En studie av femtiofyra brittiska floder visar att punktutsläpp av fosfor från avlopp eller avloppsreningsverk ger en signifikant högre risk för övergödning än vad diffusa fosforutsläpp från jordbruk gör (Jarvie, Neal & Withers, 2005). De flesta floderna i studien uppvisade högst

koncentrationer av löslig fosfor under perioder med låga vattenflöden, för att sedan minska då flödet åter blev större, vilket är karakteristiskt för punktutsläpp vid en utspädningseffekt (Jarvie et al., 2005).

2.1.5. Kväve och fosfors utlakningsförmåga

Kväve och fosfor uppvisar skilda beteenden i jord enligt Mason (2002). Nitratjonen som har en negativ laddning, rör sig relativt lätt mellan de negativt laddade partiklarna i jorden och löper därmed större risk att lakas ut ur jorden i en snabbare takt än fosfor. Fosfor bildar gärna olösliga föreningar med t.ex. järn, kalcium eller aluminium och hålls då kvar längre i jorden.

Eftersom nitrat lätt löser sig i vatten, är halterna kväve i bäckar och åar ofta relaterat till flödet. Ett högt flöde medför höga halter kväve. När torka och låga flöden råder på sommarhalvåret kan halterna vara låga trots att gödsling nyligen har skett, detta beror dels på att växterna tar upp det kväve som finns tillgängligt och att infiltrationen av nederbörd i marken minskar i det torra klimatet, vilket innebär mindre läckage av näringsämnen till bäckarna. Under höst och tidig vinter ökar läckagen av näringsämnen från åkrarna i samband med ökad mängd nederbörd som för med sig ämnena ner i jorden. Läckaget minskar igen när lägre temperaturer inhiberar nitrifikationsprocesserna och mängden lösligt nitrat minskar (Mason, 2002).

2.2. Miljöarbete inom Sverige och Europeiska Unionen

2.2.1. Miljömål

År 2020 ska samhället, enligt generationsmålet, lämnas över till nästa generation där de stora miljöproblemen är lösta. Generationsmålet talar om för oss vad vi ska ge skydd åt, samt den omställning som samhället behöver genomgå. Miljömålen innefattar inte bara generationsmålet, utan även 16 miljö kvalitetsmål, samt etappmål som ska säkerställa att framtida generationer har frisk luft, rika naturupplevelser och hälsosamma livsmiljöer (NVV, 2012).

För att uppnå miljömålen krävs engagemang och arbete, inte enbart inom Sveriges gränser, utan både lokalt, regionalt, nationellt och globalt. Miljöproblemen stannar inte inom ett lands gränser, och således krävs gränsöverskridande, koordinerade åtgärder för att komma till bukt med problemen. Det gäller speciellt miljöproblem vars utbredning snabbt får globala konsekvenser, till exempel utsläpp av försurande ämnen i luften, läckage av övergödande ämnen till haven och utsläpp av ozonnedbrytande ämnen i atmosfären (Miljödepartementet, 2003).

2.2.1.1. Generationsmålet

Miljöarbetet på alla nivåer i samhället vägleds av generationsmålet. Det miljöarbetet för bevarad biologisk mångfald och natur- och kulturmiljö, återhämtning av ekosystem, god hälsa för människor, hushållning med naturresurser, effektiva och giftfria kretslopp, konsumtionsmönster, samt effektiv energianvändning (NVV, 2012).

2.2.1.2. Miljökvalitetsmål

16 miljökvalitetsmål förklarar vilken kvalitet vi vill att miljön ska ha år 2020. De är indelade i olika områden som berör luft, vatten, mark och djurliv (NVV, 2012).

Miljökvalitetsmålen är tätt sammanlänkade. Ett uppfyllande av ett miljökvalitetsmål innebär positiva följder i form av förbättrade utsikter att uppfylla fler miljömål. Som exempel kan ges att om övergödningssproblematiken minskar, har det positiva effekter även för miljömålen *Hav i balans samt leveande kust och skärgård, Myllrande våtmarker, Grundvatten av god kvalitet och Levande sjöar och vattendrag*.

2.2.1.2.1. Ingen övergödning

Ett av miljökvalitetsmålen heter *Ingen övergödning* och definieras av Sveriges riksdag enligt följande:

”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten” (Sveriges regering, 2010).

Enligt Sveriges regering (2010) innebär ett uppfyllande av miljökvalitetsmålet bland annat att:

- Svenska kustvatten har uppnått God status med avseende på närsalter
- Vattendrag och sjöar har uppnått God status med avseende på närsalter
- Tillförsel av näringsämnen till havet ger ej upphov till någon eutrofiering
- Ett väl balanserat näringstillstånd i jordbruksmarker bidrar till att bibehålla en god ekologisk status i omgivande marker och miljö
- Den atmosfäriska depositionen av kväveföreningar uppgår ej till kritiska nivåer gällande eutrofiering av mark och vatten

Myndigheten med det övergripande ansvaret är Havs- och vattenmyndigheten [HaV]. På regional nivå är det Länsstyrelsen som är ansvarig.

Som det ser ut nu kommer miljö kvalitetsmålet inte att uppfyllas, varken nationellt eller regionalt. Utvecklingen är dock positiv; de övergödande ämnens belastning minskar, och övergödningssymptomen likaså i vissa områden. Övergödningen minskar väldigt långsamt, dels på grund av att näringsämnesbelastningen fortfarande är för stor för ekologisk hållbarhet, men även på grund av att återhämtningstiden för naturen är lång (NVV, 2012).

2.2.2. EU:s ramdirektiv för vatten

Direktivet antogs år 2000 och syftar till att ge ett gränsöverskridande skydd för alla avrinningsområden inom EU. Förvaltandet och skyddandet av vattenförekomster ska inte begränsas av nationella gränser. Målet med direktivet var att alla vattendrag inom EU skall ha en god ekologisk och kemisk status senast 2015 (Europeiska kommissionen, 2010).

Vid bedömning av ett vattendrags ekologiska status vägs olika parametrar in som exempelvis biologisk mångfald, fysisk påverkan, belastning av näringsämnen, salinitet och föroreningsgrad.

Ramdirektivet innefattar ett klassificeringsschema för ytvattens ekologiska status. Schemat består av fem olika kategorier: hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig, där hög status innebär en mycket liten mänsklig påverkan på vattenförekomsten.

Ett och samma vattendrag kan kvalificera för att ha flera olika statusar. En bäck som vid sin ursprungskälla har hög status, kan allteftersom den rinner fram genom landskapet få en högre koncentration av föroreningar i takt med att fler föroreningskällor ansluter till bäcken. Efter en viss sträcka uppnår bäcken inte längre kriterierna för hög status.

För den kemiska klassningen av vattendragen finns utarbetade miljö kvalitetsnormer för flertalet kemiska föroreningar (Europeiska kommissionen, 2010).

2.2.3. Nitratdirektivet (91/676/EEG)

Vattenkvaliteten ska skyddas genom att nitrater från jordbruket hindras att förorena yt- och grundvattnet. Detta ska uppnås genom att främja användningen av passande jordbruksmetoder. Nitrathalten har minskat eller varit oförändrat i 70 % av övervakningsstationerna mellan 2004-2007. Grundvattenkvaliteten har förbättrats eller varit oförändrad vid 66 % av övervakningspunkterna under samma år (EU, 2010).

3. Material och metod

3.1. Litteratursök

För litteratursök har främst internetbaserade söktjänster som Google, Google Scholar, Science Direct och Summons använts. Relevant litteratur har även inhämtats på Högskolebiblioteket i Halmstad, samt från personal på Länsstyrelsen i Halland och på Falkenbergs kommun.

Litteraturkällor som använts mycket är bland annat boken *Biology of freshwater pollution* författad av Mason (2002), artikeln *Eutrophication: An Ecological Vision* av Khan och Ansari (2005), artikeln *Phosphorus in rivers – ecology and management* av Mainstone (2002) och olika rapporter utgivna av Naturvårdsverket och Jordbruksverket.

Sökord: phosphorus, nitrogen, water sampling, nutrient leakage, individual sewage, agriculture, eutrophication.

3.2. Provtagningsmetoder

Vid varje provtagningsstillfälle insamlades totalt trettioen prover, fem för analys av suspenderat material och resterande för analys av näringsämnen.

Insamling av prover för analys av suspenderat material gjordes i tätslutande plastbehållare med volymen 500 ml – 1000 ml. Plastbehållaren sköljdes med vatten från vattendraget, varefter plastbehållaren sänktes ner i vattendraget för insamling av provvatten.

Insamling av prover för analys av näringsämnen gjordes i plastflaskor med volymen 50 ml. Plastflaskan sköljdes med vatten från vattendraget, varefter flaskan nedsänktes i vattendraget och fylldes med provvatten. Flaskan förslöts under vattnet för att förhindra intrång av luft. Vid varje provpunkt fylldes två plastflaskor, varav en att fungera som reserv.

3.3 Provtagningsstillfällena

Provtagning utfördes vid åtta tillfällena under perioden januari – mars 2015. Provomgång 1 inleddes den 27 januari och avslutades den 28 januari på grund av att det blev för mörkt och sent på kvällen. I Tabell 2 nedan beskrivs de olika provtagningsstillfällena med avseende på väder vid provtagningsstillfallet och närmast föregående dagar, temperatur i luften, samt annan betydelsefull information. Den högsta temperaturen uppmättes vid tillfälle 6 och den lägsta temperaturen vid tillfälle 2. Störst nederbörd erhöles vid tillfälle 1 och 7.

Tabell 2 Beskrivning av provtagningstillfällen

Provomgång	Datum	Tid på dagen	Väder	Väder föregående dagar	Temperatur (°C)	Kommentar
1	150127	Eftermiddag	Mulet	Regn	2,1	Snösmältning
1	150128	Förmiddag	Lätt regn	Regn	4,4	Snösmältning
2	150205	Förmiddag	Soligt	Ej nederbörd	-1,5	Mark delvis snötäckt
3	150216	Förmiddag	Mulet	Ej nederbörd	2,2	
4	150227	Förmiddag	Molnigt	Regn 2 dagar innan	4,6	
					7,5	Åkermark har börjat bearbetas
5	150309	Förmiddag	Soligt	Ej nederbörd		
6	150319	Förmiddag	Soligt	Ej nederbörd	8,5	
7	150331	Förmiddag	Regn	Nederbörd	4,8	

3.3.1 Flöde

I Tabell 3 visas den modellberäknade totala vattenföringen, samt den lokala vattenföringen för vattendragen. Den totala vattenföringen är modellberäkningar i utloppet av varje biflödes delavrinningsområde och inkluderar även bidrag från delavrinningsområden uppströms när sådana förekommer. Den lokala vattenföringen är ett mått på den lokala avrinning som sker från markyta till ytvatten inom delavrinningsområdet (SMHI, 2015). Värdena är medelvärden per dygn i enheten m³/s.

Den största totala vattenföringen som kan utläsas är 1,69 m³/s den 27 januari 2015, vid det första provtagningstillfället i delavrinningsområdet kring Boarpsbäcken. Den lägsta totala vattenföringen är 0,102 m³/s den 19 mars 2015, vid det sjunde provtagningstillfället i delavrinningsområdet kring Boarpsbäcken.

Tabell 3 Flöden för varje delavrinningsområde. Värdena är angivna i medelvärden per dygn i enheten m³/s (SMHI, 2015).

	Käringasjöbäcken	Boarpsbäcken	Årstadbäcken	Käringasjöbäcken	Boarpsbäcken	Årstadbäcken
Datum	Total vattenföring (m ³ /s)			Lokal vattenföring (m ³ /s)		
150127	0,552	1,69	0,849	0,576	0,731	0,898
150128	0,571	1,35	0,697	0,572	0,529	0,683
150205	0,232	0,285	0,150	0,230	0,0805	0,148
150216	0,115	0,116	0,0708	0,114	0,0311	0,0706
150227	0,360	0,505	0,232	0,350	0,154	0,224
150309	0,195	0,236	0,118	0,192	0,0680	0,116
150319	0,0994	0,102	0,0639	0,0991	0,0285	0,0637
150331	0,391	1,08	0,470	0,383	0,404	0,444

3.4. Provtagningspunkter

Valda provtagningspunkter ligger i nedre delen av Suseåns avrinningsområde där de primära problemen är eutrofiering och fysisk förändring av vattendragen.

Varje provtagningspunkt har namngetts med en bokstav och en siffra. Bokstaven är initialen i namnet på det vattendrag provpunkten är placerad i, och siffran anger punktens placering i vattendraget, där 1 är längst uppströms.

I Käringasjöbäcken, Boarpsbäcken och Årstadbäcken bestämdes tre olika provpunkter, se Figur 3 nedan. Den första provtagningspunkten i varje bäck ligger i början av, eller innan jordbruksmarkerna börjar. Andra provtagningspunkten ligger efter jordbruksmarkerna och innan eventuellt samhälle börjar. Den tredje och sista provtagningspunkten i varje bäck är lokaliserad efter eventuellt samhälle. Provtagningspunkternas placering möjliggör en jämförelse av halterna näringsämnen som tillkommer då bäcken rinner genom jordbruksmark, respektive genom samhälle, för att se vilken källa som bidrar med de största halterna eutrofierande ämnen.

I Suseån valdes fyra provpunkter ut, se Figur 3 nedan. Den första och andra provtagningspunkten är placerad före, respektive efter Käringasjöbäckens mynning. Den tredje och fjärde provtagningspunkten är placerad före, respektive efter Årstadbäckens mynning. Tanken med de här provtagningspunkterna var att se hur stor påverkan varje biflöde har på Suseån, då punkterna är placerade före och efter att varje biflöde anslutit.



Figur 3 Karta över provtagningspunkterna. © Lantmäteriet [I2014/00966]

3.4.1. Beskrivning av provpunkter

Uppgifter om jordart och berggrund är hämtad från Sveriges Geologiska Undersöknings [SGU:s] karttjänst *Kartvisaren*.

K1 – Utloppet till en väldigt liten sjö beläget vid några bostadshus. Uppströms den lilla sjön finns åkermark. Dominerande jordarter är isälvssediment och sand. Berggrunden består främst av granitisk migmatitisk gnejs och granit.



Figur 4 Provpunkt 1 i Käringasjöbäcken. Foto: Denise Nielsen

K2 – Lokaliserad i nordöstra utkanten av Slöinge samhälle. Åkermark som övergår i skogsparti precis vid provpunkten. Dominerande jordarter är av svämsediment och sand. Berggrunden består främst av granitisk migmatitisk gnejs och granit.



Figur 5 provpunkt 2 i Käringasjöbäcken. Foto: Denise Nielsen

K3 – Cirka 100 meter innan Käringasjöbäcken rinner ut i Suseån. Omgiven av skog. Dominerande jordarter är isälvssediment, svämsediment och sand. Berggrunden består främst av granitoid till syenitoid migmatitisk gnejs.



Figur 6 Provpunkt 3 i Käringasjöbäcken. Foto: Denise Nielsen

B1 – Omgiven av både skogsmark och åkermark. Dominerande jordarter är svallsediment och grus. Berggrunden består främst av granitoid till syenitoid migmatitisk gnejs.



Figur 7 Provpunkt 1 i Boarpsbäcken. Foto: Denise Nielsen

B2 – Tillflöde till Boarpsbäcken. Skog precis intill bäcken, annars åkermark. Dominerande jordart är lera. Berggrunden består främst av granitisk migmatitisk gnejs och granit.



Figur 8 Provpunkt 2 i Boarpsbäcken. Foto: Denise Nielsen

B3 – Precis innan den korsar gamla E6. Öppen mark samt skog finns intill. Dominerande jordart är lera. Berggrunden består främst av granitoid till syenitoid migmatitisk gnejs.



Figur 9 Provpunkt 3 i Boarpsbäcken. Foto: Denise Nielsen

Å1 – Omgiven av åkermark. Dominerande jordart är lera. Berggrunden består främst av granitisk migmatitisk gnejs och granit.



Figur 10 Provpunkt 1 i Årstadbäcken. Foto: Denise Nielsen

Å2 – Lokaliserad i nordvästra utkanten av Heberg samhälle. Omgiven av åkermark. Dominerande jordart är lera. Berggrunden består främst av granitisk migmatitisk gnejs och granit.



Figur 11 Provpunkt 2 i Årstadbäcken. Foto: Denise Nielsen

Å3 – Cirka 40 meter innan bäcken rinner ut i Suseån. Provpunkten ligger på skogsmark. Dominerande jordarter är svämsediment, lersilt och lera. Berggrunden består främst av granitisk migmatitisk gnejs och granit.



Figur 12 Provpunkt 3 i Årstadbäcken. Foto: Denise Nielsen

S1 – Belägen i en skogsdunge som i sin tur är omgiven av åkermark. Dominerande jordarter är isälvssediment och sand. Berggrunden består främst av granitoid till syenitoid migmatitisk gnejs.



Figur 13 Provpunkt 1 i Suseån. Foto: Denise Nielsen

S2 – Intill E6. Omgiven av öppen mark på ena sidan och öppen mark och hårdgjord yta på andra sidan. Dominerande jordarter är svämsediment och sand. Berggrunden består främst av granitoid till syenitoid migmatitisk gnejs.



Figur 14 Provpunkt 2 i Suseån. Foto: Denise Nielsen

S3 – Öppen mark på ena sidan, åkermark på andra. Dominerande jordarter är svämsediment och lersilt. Berggrunden består främst av amfibolit, granatamfibolit, mafisk granulit och eklogit.



Figur 15 Provpunkt 3 i Suseån. Foto: Denise Nielsen

S4 – Omgiven av skog, öppen mark samt bostadshus. Efter provpunkten ligger ett kraftverk. Jordart främst bestående av urberg. Berggrunden består främst av granitisk migmatitisk gnejs och granit.



Figur 16 Provpunkt 4 i Suseån. Foto: Denise Nielsen

3.5. Analysmetoder

3.5.1. Konduktivitet, pH och temperatur

Mätning av konduktivitet, pH och temperatur utfördes i fält med en mätare av märket HANNA HI 991301. Instrumentets elektroder sänktes ner direkt i vattendraget utan att vidröra botten, och efter att mätningen fastställts noterades resultatet i medhavd provtagningspärm. Innan varje provtagningsdag kalibrerades mätaren med hjälp av en buffertlösning.

3.5.2. Suspenderat material

Suspenderat material analyserades enligt svensk standard SS-EN 872:2005. I filtreringsutrustningen användes filter av modell Whatman cat nr. 1822-047 med diametern 47 mm. Filtren placerades på ett numrerat urglas för att torka i värmeskåp med en temperatur på 105°C i ca 10 min innan vikt noterades och de placerades i filtreringsanordningen.

Suspensionsproverna skakades om innan upphällning i mätglas för att motverka den sedimentering som hunnit ske. Mätglaset fylldes med 250 ml provvatten som direkt hälldes över i plastbehållaren på filtreringsutrustningen.

Efter filtrering sattes filtren åter i värmeskåp i minst 2 timmar innan de lades i en exsickator för avsvälning innan slutvägning, se Figur 17. Alla filter vägdes med våg av modell AND HR-202 och vikten noterades i enheten gram, med fyra decimalers noggrannhet.



Figur 17 Exsickator med torkmedel för att förhindra uppkomst av fukt. Foto: Julia Andersson

Resultatet räknades sedan ut med följande formel:

$$s = (1000\ 000 \times (e-i)) / v$$

s = suspenderat material (µg/l)

i = filtrets vikt innan filtrering (mg)

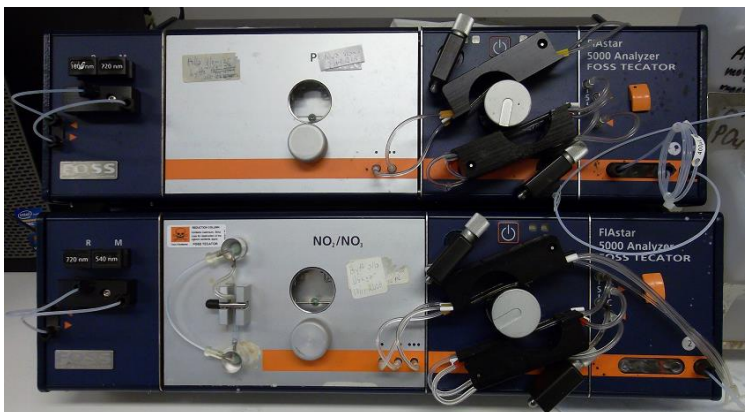
e = filtrets vikt efter filtrering (mg)

v = använd provvolym (ml)

3.5.3. Totalkväve

Totalkväve innefattar allt kväve som uppehåller sig i vattnet i form av antingen ammoniak, ammoniumjoner, nitrat, nitrit och även organiska kväveföreningar som genom oxidation kan omvandlas till nitrit under analysens gång.

Analysen utförs genom flödesinjektionsanalys, med ett instrument av märket FIAstar 5000, se Figur 18.



Figur 18 Analys av näringsämnen utförs med instrumentet FIAstar 5000. Foto: Julia Andersson

FIAstar 5000 kan detektera mängden totalkväve i koncentrationsintervallet 0,1-5 mg/l N (40 µl provslinga). Metoden som användes är enligt standard AN 5202-SE. Mängden prov som använts är 8 ml, jämfört med 15 ml enligt standarden.

Preparering av proverna: 8 ml prov pipetteras i ett uppslutningsrör varvid 1,6 ml uppslutningslösning tillsätts. Rören försluts och vätskorna blandas. Därefter sätts proverna i en autoklav för att oxidation av kväveföreningar till nitrat ska ske. Efter 30 min i ca 120 °C tas proverna ut för avsalvning.

Innan analys genomförs kalibreras instrumentet med minst fem olika standardlösningar.

3.5.4. Nitrat/nitritkväve

Analys för bestämning av nitrat- och nitritkväve utfördes med instrumentet FIAstar 5000. FIAstar 5000 kan detektera mängden nitrit/nitratkväve i koncentrationsintervallen 0,005-0,25 mg/l NO₃-N (400 µl provslinga) och 0,1 -5 mg/l NO₃-N (40 µl provslinga). Metoden som användes är enligt standard AN 5201-SE.

Preparering av proverna: Innan analysen genomförs filtreras proverna genom ett filter av modell Whatman cat. nr 1822-025 med diametern 25 mm. Önskad mängd provvatten (ca 35ml) suggs upp med en spruta, varefter en plastmodul inneslutande filtret sätts på sprutans spets, se Figur 19. Provvattnet pressas genom plastmodul och filter, de första dropparna filtrat används för att skölja provburken. När burken är sköljd pressas det resterande vattnet genom filtret ner i burken och burken försluts med en plastkork. Med en automatpipett pipetterades 8 ml av varje filtrerat prov i provrör som sedan monterades på FIAstar 5000 för vidare analys.

Innan analys genomförs kalibreras instrumentet med minst fem olika standardlösningar.



Figur 19 Filtreringsanordning. Foto: Julia Andersson

3.5.5. Totalfosfor

Totalfosfor innefattar både fosfor löst i vattnet och partikelbundet fosfor. FIAstar 5000 kan detektera mängden totalfosfor i koncentrationsintervallet 0,01-1 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ (400 μl provslinga) och 0,5-5 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ (40 μl provslinga). Metoden som användes är enligt standard AN 52041-SE. Mängden prov som använts är 8 ml, jämfört med 15 ml enligt standarden.

För analys av enbart mängden löst fosfor filtreras proverna genom ett filter. För analys av halten totalfosfor utelämnas filtreringssteget för att även få med den partikelbundna fosfor i analysen.

Preparering av proverna: 8 ml prov pipetteras i ett uppslutningsrör varvid 1,6 ml uppslutningslösning och 0,1 ml 4 M svavelsyra tillsätts med automatpipett. Rören försluts och vätskorna blandas. Därefter sätts proverna i en autoklav för att oxidation av fosforföreningar till fosfat ska ske. Efter 30 min i ca 120 °C tas proverna ut för avsvälning.

Innan analys genomförs kalibreras instrumentet med minst fem olika standardlösningar.

3.5.6. Fosfatfosfor

FIAstar 5000 kan detektera mängden fosfatfosfor i koncentrationsintervallen 0,005 – 1 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ (400 μl provslinga) och 0,1 – 5 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ (40 μl provslinga). Metoden som används är enligt standard AN5240-SE.

Preparering av proverna utförs på samma sätt som för analys av nitrat/nitritkväve, se beskrivning i avsnitt 3.5.4. Nitrat/nitritkväve.

Innan analys genomförs kalibreras instrumentet med minst fem olika standardlösningar.

3.6. Databehandling

Programvaran som använts vid flödesinjektionsanalys är SoFIA version 1.30 och Microsoft Excel 2010.

För sammanställandet av data och skapandet av diagram och tabeller har Microsoft Excel 2013 och Microsoft Word 2013 använts.

4. Resultat

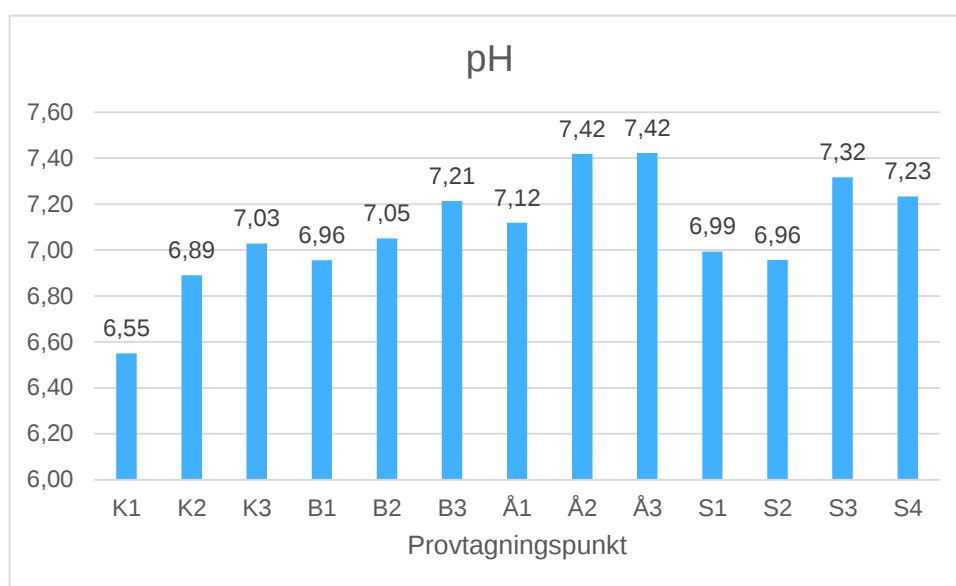
Provpunkterna redovisas med sina förkortningar. Varje provtagningspunkt har namngetts med en bokstav och en siffra. Bokstaven är initialen i namnet på det vattendrag provpunkten är placerad i och siffran anger punktens placering i vattendraget, där 1 är längst uppströms.

Exempel: K1 = Första provtagningspunkten i Käringasjöbäcken.

En fullständig förteckning över samtliga analysresultat finns redovisade i Bilaga 1 – Analysresultat.

4.1. pH

Samtliga vattenflöden hade ett pH-värde som låg runt 7 vid alla provtagningsstillfällen. Figur 20 visar medelvärdet på pH-värdet vid de olika provtagningspunkterna. Det lägsta värdet (6,67) uppmättes vid provpunkt B1 vid provtagningsstillfälle 7. Det högsta värdet (8,00) uppmättes vid provpunkt S1 vid provtagningsstillfälle 3.



Figur 20 Medelvärde för pH-värde för samtliga provtagningspunkter.

4.2. Suspenderat material

Tabell 4 visar resultaten för mätningarna av suspenderat material. Det lägsta värdet erhöles vid provtagningsstillfälle 6 i alla provpunkter, förutom provpunkt S1, där minimivärdet uppmättes vid provtagningsstillfälle 3. Maxvärdet varierade mer runt de olika tillfällena. Punkt S1 och S4 hade sitt maxvärde vid provtagningsstillfälle 4. Punkt K3 och Å3 hade sitt maxvärde vid provtagningsstillfälle 7. I B3 uppmättes maxvärdet vid provtagningsstillfälle 1.

Tabell 4 Suspenderat material i utvalda provpunkter.

Suspenderat material (mg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
S1	1	20	8
K3	4	11	7
B3	3	26	13
Å3	7	37	20
S4	1	32	8

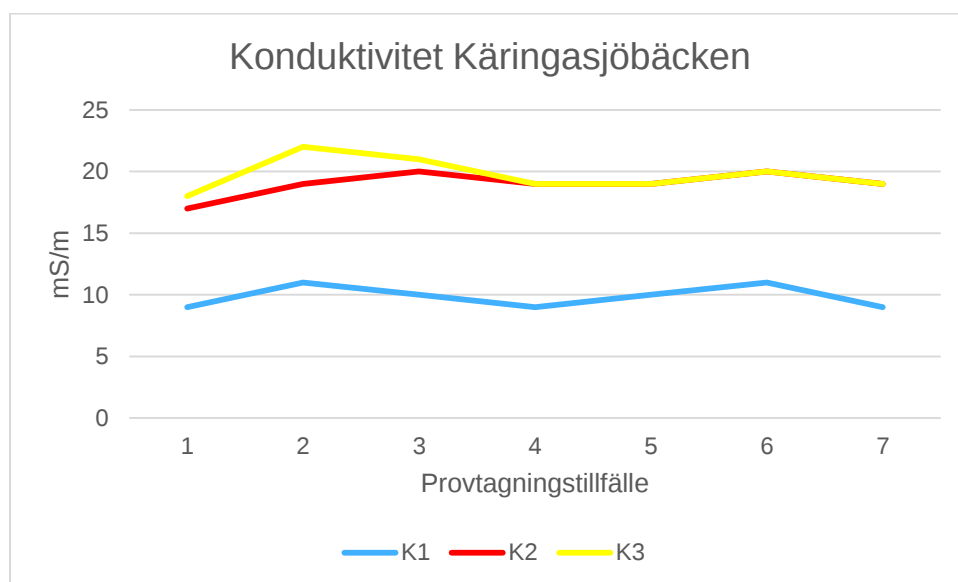
4.3. Konduktivitet

I Käringasjöbäcken ligger max- och minimivärdet nära medelvärdet, vilket visas i Tabell 5. Det högsta värdet uppmättes i punkt K3, och det lägsta i punkt K1. Det högsta medelvärdet erhöles i punkt K3.

Tabell 5 Konduktivitet i Käringasjöbäcken.

Konduktivitet Käringasjöbäcken (mS/m)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
K1	9	11	10
K2	17	20	19
K3	18	22	20

Som Figur 21 visar, var konduktiviteten i punkt K1 avsevärt lägre än såväl punkt K2 och K3, som hade liknande resultat.



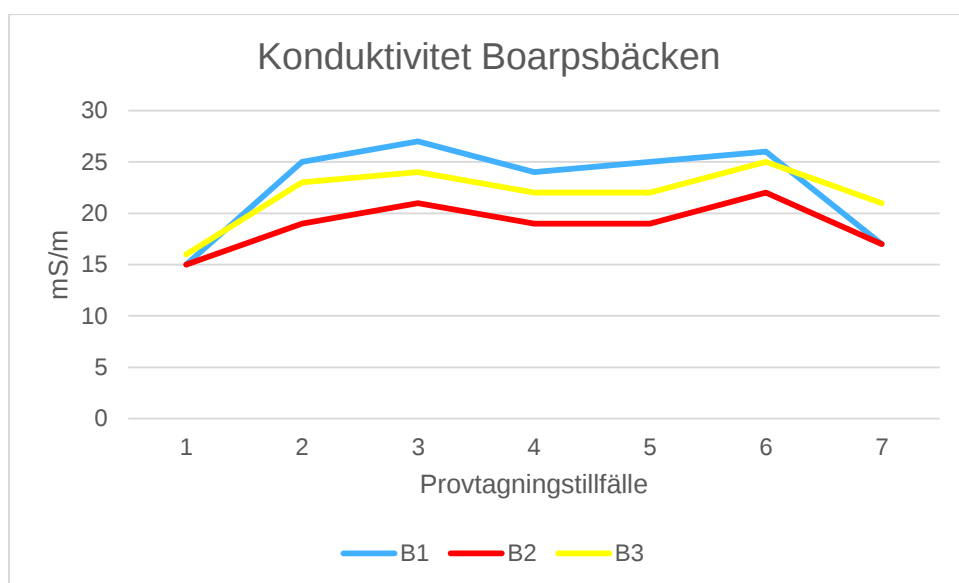
Figur 21 Konduktivitet i Käringasjöbäcken.

I Tabell 6 visas resultat för uppmätt konduktivitet i Boarpsbäcken. Konduktiviteten uppvisar endast små variationer mellan de olika provpunkterna. Provpunkt B2 har det lägsta medelvärdet och provpunkt B1 har det högsta.

Tabell 6 Konduktivitet i Boarpsbäcken.

Konduktivitet Boarpsbäcken (mS/m)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
B1	15	27	23
B2	15	22	19
B3	16	25	22

I Figur 22 visas resultaten för Boarpsbäckens konduktivitet. Högsta halten uppmättes på punkt B1 vid alla tillfällen förutom vid sista tillfället, då punkt B3 uppmätte högre värde. Punkt B2 låg lägst vid alla tillfällena, och vid första och sista tillfället uppmättes samma värde för punkt B1.



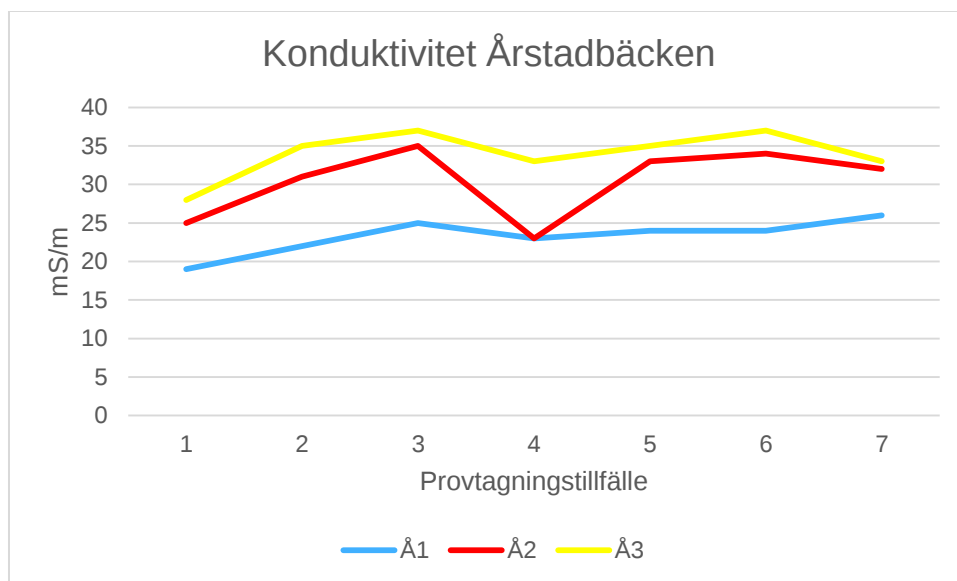
Figur 22 Konduktivitet i Boarpsbäcken.

Tabell 7 visar att data för konduktivitet i Årstadbäcken. De lägsta värdena erhöles i provpunkt Å1, för att sedan öka nedströms i bäcken.

Tabell 7 Konduktivitet i Årstadbäcken.

Konduktivitet Årstadbäcken (mS/m)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
Å1	19	26	23
Å2	23	35	30
Å3	28	37	34

Årstadsbäckens konduktivitet över tid visas i Figur 23. Punkt Å3 har högst värde vid samtliga provtagningstillfällen. Punkt Å1 har lägst värde vid samtliga tillfällen, med undantag för tillfälle 4 då punkt Å2 har samma värde.



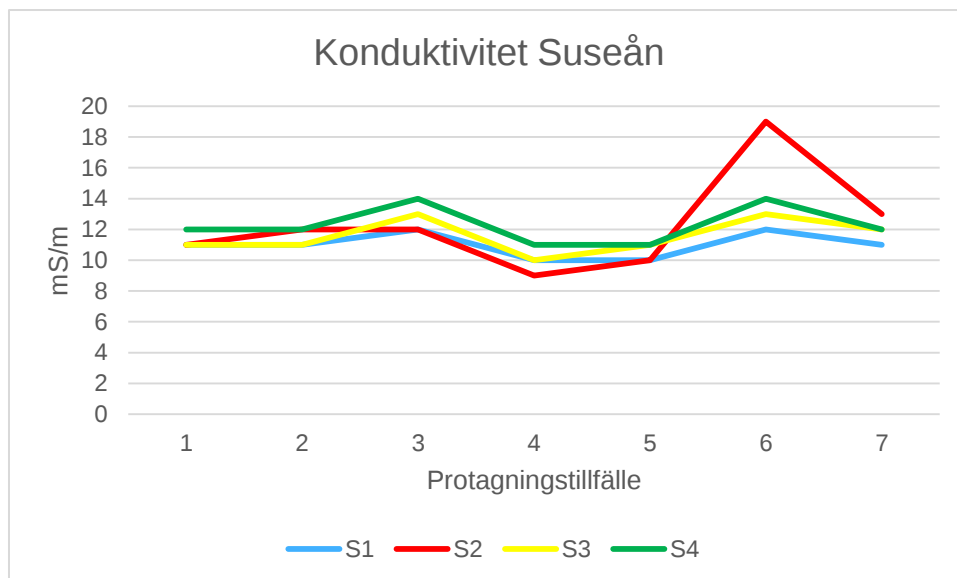
Figur 23 Konduktivitet i Årstadbäcken.

I Tabell 8 visas konduktivitet i Suseån. Medelvärde är liknande för alla punkter, samma gäller även max- och minimivärdena, förutom i punkt S2, som ligger något högre än de andra mätningarna.

Tabell 8 Konduktivitet i Suseån.

Konduktivitet Suseån (mS/m)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
S1	10	12	11
S2	9	19	12
S3	10	13	12
S4	11	14	12

Som Figur 24 visar, ligger konduktiviteten i Suseån jämnt över provtagningstillfällena i alla provtagningspunkterna. Punkt S4 har högst halter vid samtliga tillfällen, förutom vid tillfälle 6 och 7, då punkt S2 överstiger.



Figur 24 Konduktivitet i Suseån.

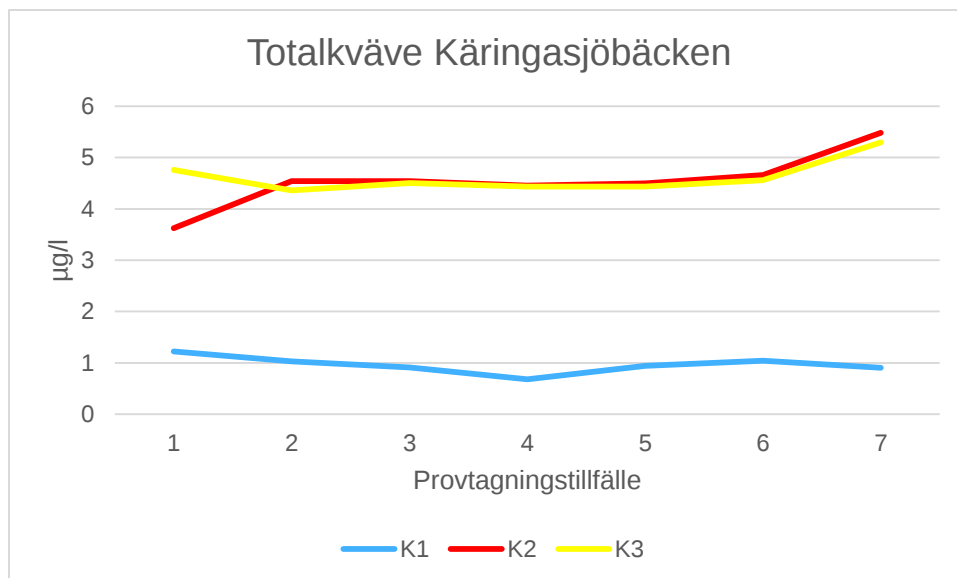
4.6. Totalkväve

I Tabell 9 visas data för totalkväve i Käringasjöbäcken. Medelvärdet för punkt K1 är avsevärt lägre än för punkt K2 och K3. Punkt K2 och K3 ligger på ungefär samma nivå med avseende på medelvärde och maxvärde, dock har punkt K2 lägre minimivärde.

Tabell 9 Totalkväve i Käringasjöbäcken.

Totalkväve Käringasjöbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
K1	678	1222	961
K2	3625	5483	4544
K3	4361	5294	4620

Som ses i Figur 25, har punkt K1 lägst halter vid samtliga provtagningsstillfällen. Det skiljer inte mycket mellan punkt K2 och punkt K3, med undantag för första provtagningsstillfallet, där punkt K3 har något högre halter.



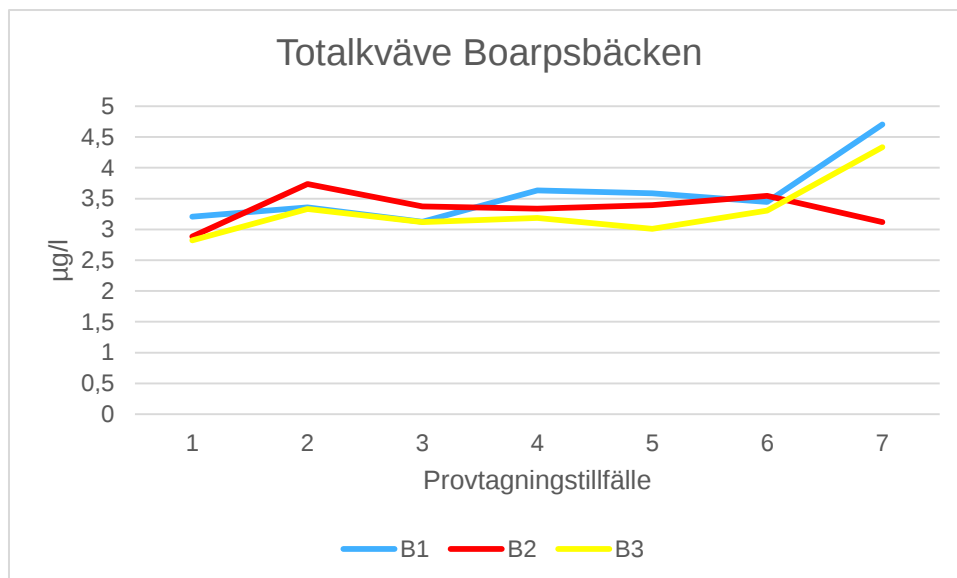
Figur 25 Totalkväve i Käringsjöbäcken.

I Tabell 10 visas data för totalkvävehalter i Boarpsbäcken. Vi ser överlag inga större variationer vad gäller medelvärde och max- och minimivärde.

Tabell 10 Totalkväve i Boarpsbäcken.

Totalkväve Boarpsbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
B1	3122	4704	3579
B2	2883	3738	3341
B3	2823	4332	3301

Totalkvävehalten för Boarpsbäcken ligger på en jämn nivå för alla provtagningspunkter och provtagningsstillfällen, förutom vid sista provtagningsstillfället, där punkt B1 och B3 visar på en uppåtgående trend, medan punkt B2 uppvisar en nedåtgående trend, se Figur 26.



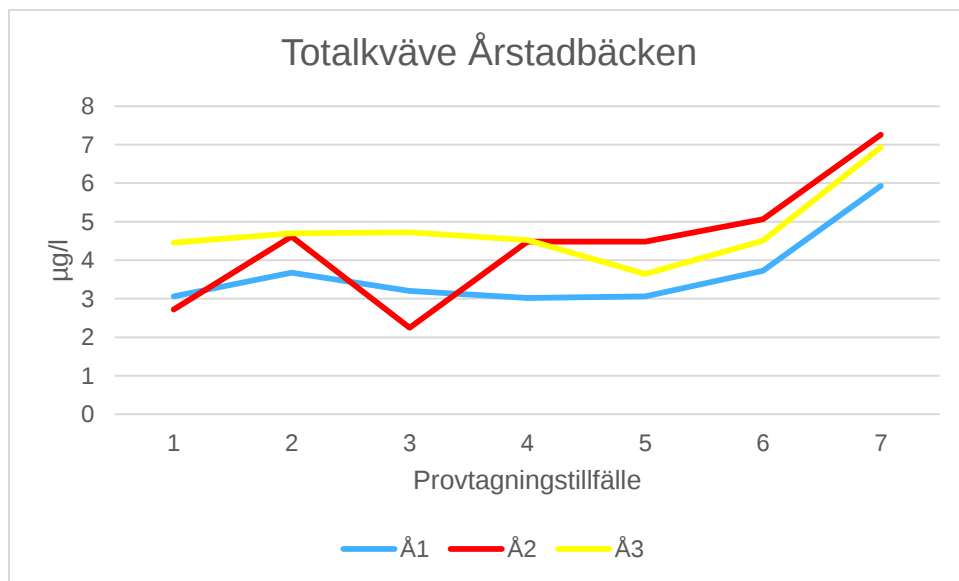
Figur 26 Totalkväve i Boarpsbäcken.

I Tabell 11, som visar data över totalkväve i Årstadbäcken, ser vi att punkt Å1 har lägst medelvärde, punkt Å2 något högre och punkt Å3 ytterligare något högre. Maxvärdet uppmättes dock på provpunkt Å2, där även det lägsta värdet uppmättes.

Tabell 11 Totalkväve i Årstadbäcken.

Totalkväve Årstadbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
Å1	3016	5928	3666
Å2	2246	7258	4407
Å3	3642	6937	4784

Figur 27 visar totalkvävehalten i Årstadbäcken. Punkt Å1 har de lägsta halterna vid alla tillfällena utom 1 och 3, då punkt Å2 var lägst. Punkt Å3 hade de högsta halterna totalkväve fram till tillfälle 4, då de högsta halterna istället återfanns i punkt Å2.



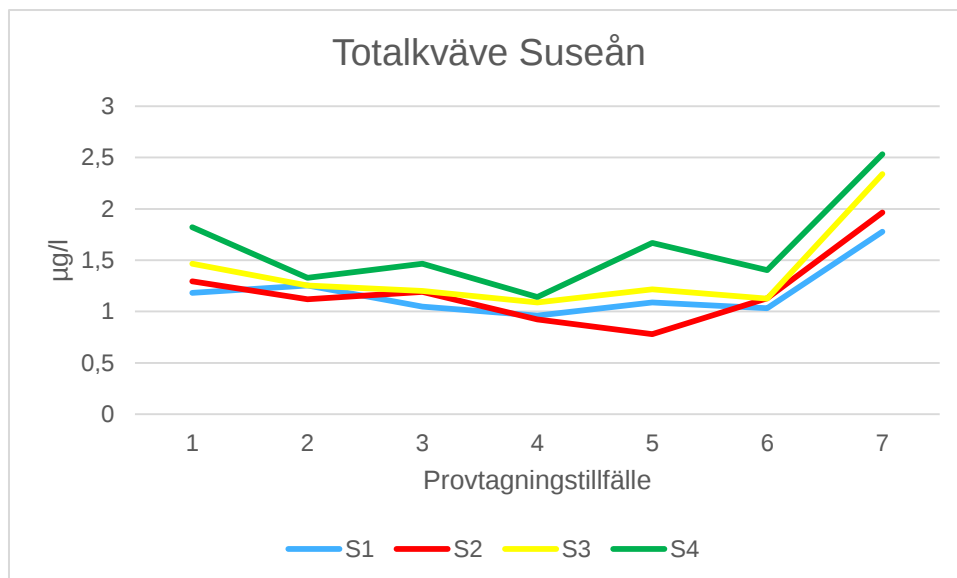
Figur 27 Totalkväve i Årstadbäcken.

Medelvärde för totalkvävehalten i Suseån är ungefär lika för alla punkter, dock är halterna något högre i punkt S4, se Tabell 12.

Tabell 12 Totalkväve i Suseån.

Totalkväve Suseån (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
S1	960	1777	1191
S2	780	1964	1200
S3	1088	2339	1385
S4	1141	2531	1623

Suseåns totalkvävehalt visas i Figur 28. I punkt S4 uppmättes högst halt vid samtliga provtagningsstillfällen, d.v.s. efter att alla biflöden anslutit. De lägsta halterna uppmättes i provpunkt S1 och S2, d.v.s. före och efter att Käringsjöbäcken anslutit till Suseån.



Figur 28 Totalkväve i Suseån.

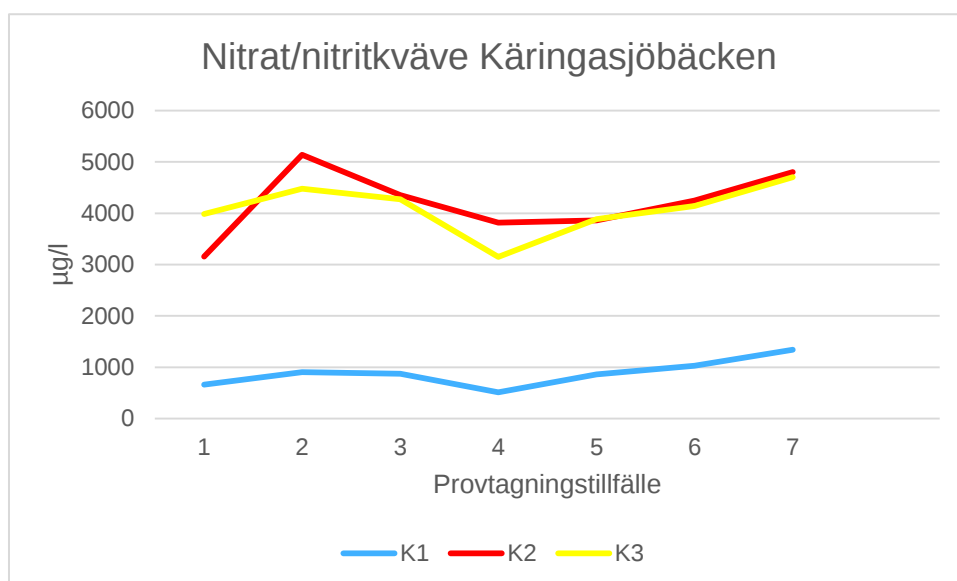
4.4. Nitrat/nitritkväve

Tabell 13 visar att medelvärdet i Käringasjöbäcken är betydligt lägre i punkt K1 än i punkt K2 och K3. Punkt K2 och K3 har ungefär samma medelvärdeshalt, där det inte heller skiljer mycket mellan max- och minimivärdena.

Tabell 13 Nitrat/nitritkväve i Käringasjöbäcken.

Nitrat/nitritkväve Käringasjöbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
K1	514	1340	883
K2	3156	5139	4196
K3	3152	4702	4088

Figur 29 visar tydligt att nitrat/nitritkvävehalten är avsevärt lägre i punkt K1, för att sedan öka i punkt K2 och K3.



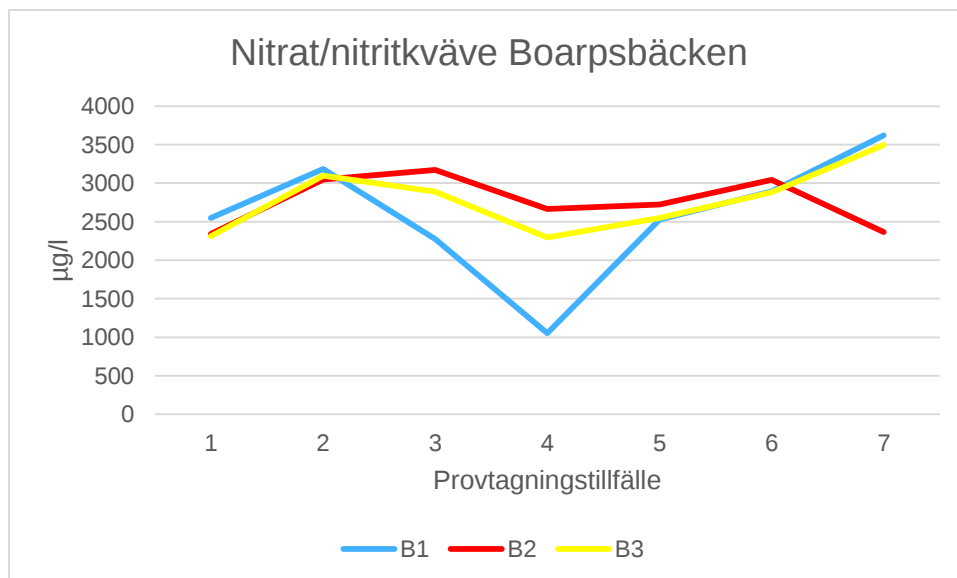
Figur 29 Nitrat/nitritkväve i Käringsjöbäcken.

Tabell 14 visar data för nitrat/nitritkvävehalter i Boarpsbäcken. Alla tre punkter har medelvärden som ligger nära varandra. Max- och minimivärden för punkt B1 skiljer sig åt med en del, men på punkterna B2 och B3 ligger de ganska nära varandra.

Tabell 14 Nitrat/nitritkväve i Boarpsbäcken.

Nitrat/nitritkväve Boarpsbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
B1	1053	3621	2586
B2	2339	3174	2766
B3	2296	3497	2789

Resultaten för nitrat/nitritkväve i Boarpsbäcken visas i Figur 30. Punkt B2 har det högsta värdet vid tillfälle tre till sex. Punkt B1 fluktuerar något genom att ha högsta värdet vid några provtagningsstillfällen och lägsta värdet vid några.



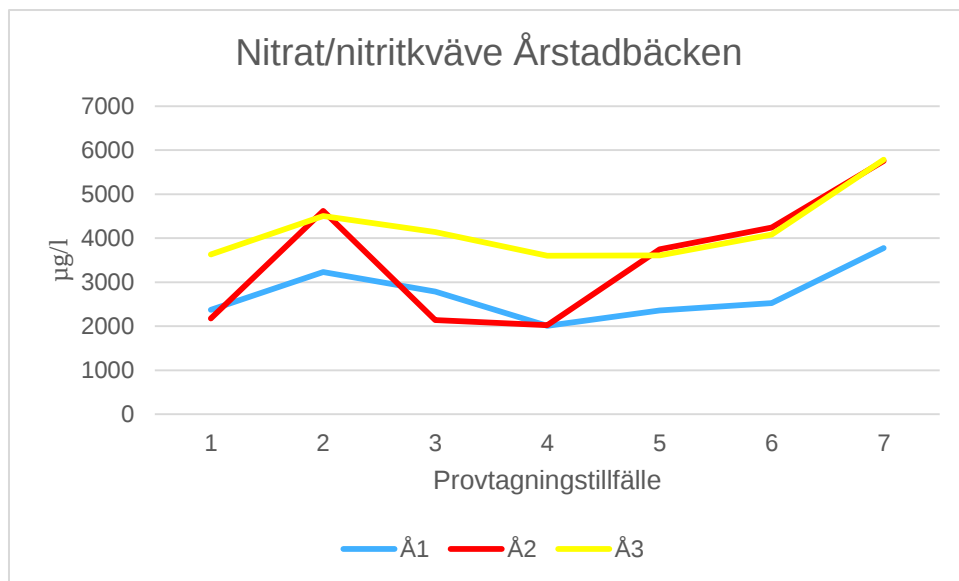
Figur 30 Nitrat/nitritkväve i Boarpsbäcken.

Tabell 15 visar data för halterna nitrat/nitritkväve i Årstadbäcken. Vi ser att medelvärdet ökar med provpunkterna och så gör även max- och minimivärdena.

Tabell 15 Nitrat/nitritkväve i Årstadbäcken.

Nitrat/nitritkväve Årstadbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
Å1	2011	3778	2724
Å2	2025	5755	3529
Å3	3599	5785	4193

Vi kan se i Figur 31 att överlag återfinns de lägsta halterna i punkt Å1, förutom vid tillfälle 1 och 3 då punkt Å2 har de lägsta halterna. Punkt Å3 uppvisar de högsta halterna, förutom vid tillfälle 2, 5 och 6 då punkt Å2 istället har de högsta halterna.



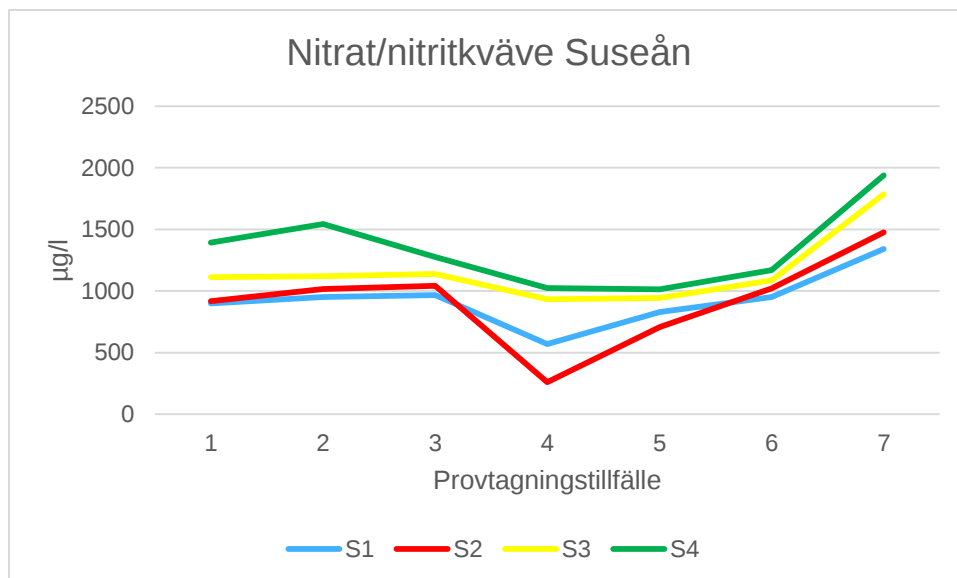
Figur 31 Nitrat/nitritkväve i Årstadbäcken.

Tabell 16 visar data för nitrat/nitritkväve i Suseån. Erhållna medelvärden är något högre i de två sista punkterna på ån, punkt S3 och S4. Punkt S4 har det högsta medelvärdet i Suseån med avseende på nitrat/nitritkväve.

Tabell 16 Nitrat/nitritkväve i Suseån.

Nitrat/nitritkväve Suseån (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
S1	569	1340	929
S2	261	1475	920
S3	934	1784	1159
S4	1014	1938	1337

I Figur 32, som visar resultatet för Suseån, förefaller halterna av nitrat/nitritkväve vara högst i punkt S4, d.v.s. efter att biflödena anslutit till Suseån. Punkt S1 och S2 har överlag de lägsta halterna.



Figur 32 Nitrat/nitritkväve i Suseån.

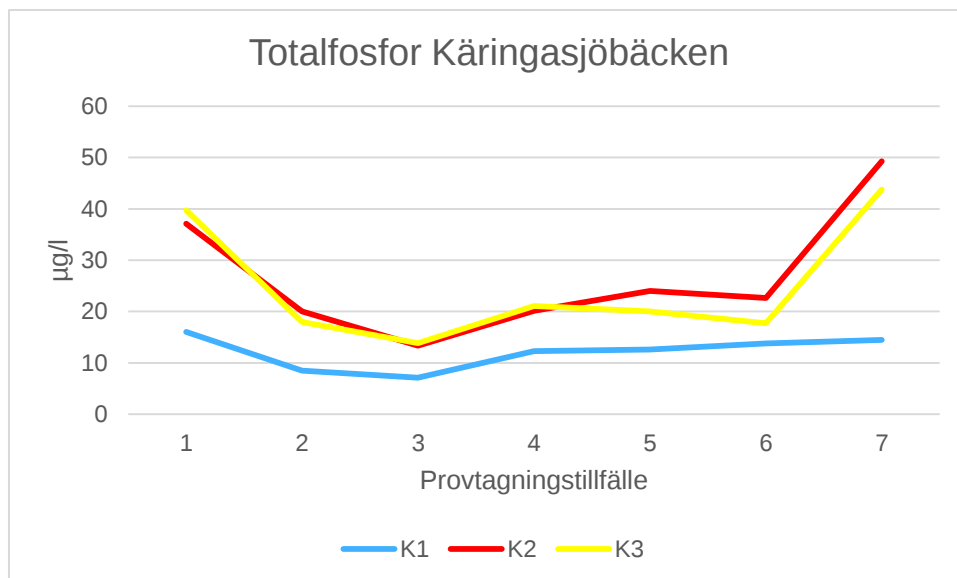
4.7. Totalfosfor

I Tabell 17 kan data för totalfosfor i Käringasjöbäcken utläsas. Provpunkt K1 hade det lägsta medelvärdet och provpunkt K2 det högsta. Även maxvärdet var lägst i punkt K1 och högst i punkt K2. Minimivärdet var dock lägst i punkt K1, men högst i punkt K3.

Tabell 17 Totalfosfor i Käringasjöbäcken.

Totalfosfor Käringasjöbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
K1	7	16	12
K2	13	49	27
K3	14	44	25

Hur totalfosforhalten varierat i Käringasjöbäcken visas i Figur 33. Punkt K1 har de lägsta halterna vid alla provtagningsstillfällena. Punkt K2 och K3 följer ungefär samma trend och har därmed ungefär lika höga halter.



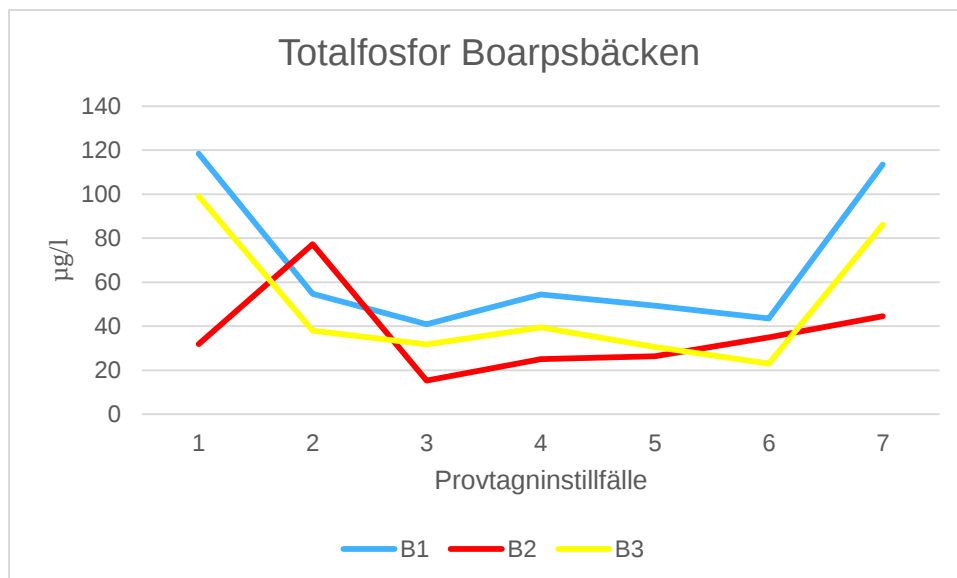
Figur 33 Totalfosfor i Käringsjöbäcken.

Tabell 18 visar värden för totalfosfor i Boarpsbäcken. Provpunkt B1 hade det högsta medelvärdet, samt det högsta maxvärdet. Punkt B2 och B3 hade även dem höga maxvärden i jämförelse med medelvärdet.

Tabell 18 Totalfosforhalt i Boarpsbäcken.

Totalfosfor Boarpsbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
B1	41	118	70
B2	15	77	36
B3	23	99	50

I Figur 34 visas att halten totalfosfor var högst vid provtagningsstillfälle 1 och 7 för provtagningspunkterna B1 och B3, och vid provtagningsstillfälle 2 för provtagningspunkt B2.



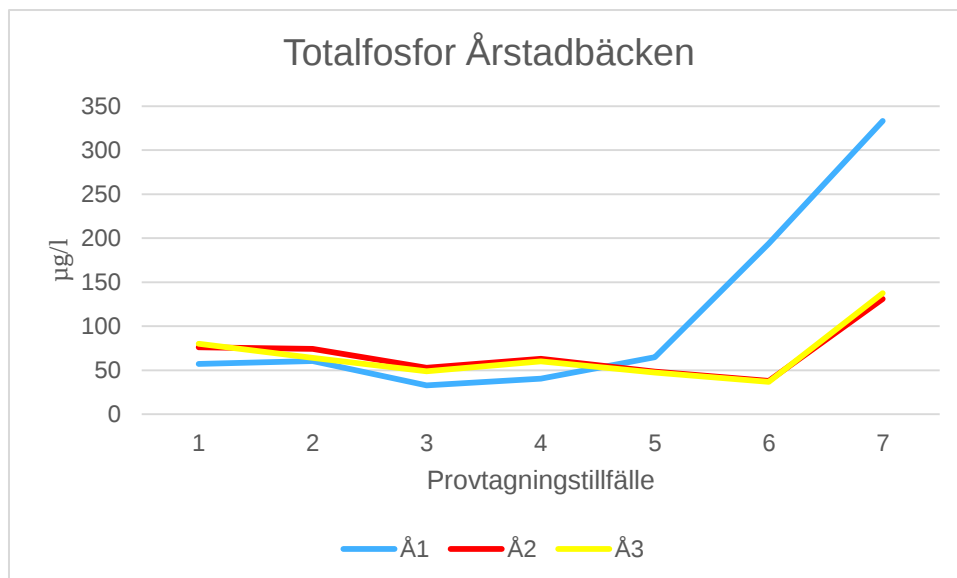
Figur 34 Totalfosforhalt i Boarpsbäcken.

I Tabell 19 visas data för totalfosforhalten i Årstadbäcken. Maxvärdet för punkt Å1 är betydligt högre än för provpunkt Å2 och Å3. Minimivärdena ligger dock på likvärdiga halter.

Tabell 19 Totalfosfor i Årstadbäcken.

Totalfosfor Årstadbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
Å1	33	333	112
Å2	38	131	69
Å3	37	138	68

Figur 35 visar att halten totalfosfor för provpunkt Å1 var betydligt högre än de andra provpunkterna vid provtagningsstillfällena 6 och 7. Resterande provtagningsstillfällen ligger de på ungefär samma nivå. Även halterna i punkt Å2 och Å3 ökar markant vid det sjunde provtagningsstillfället.



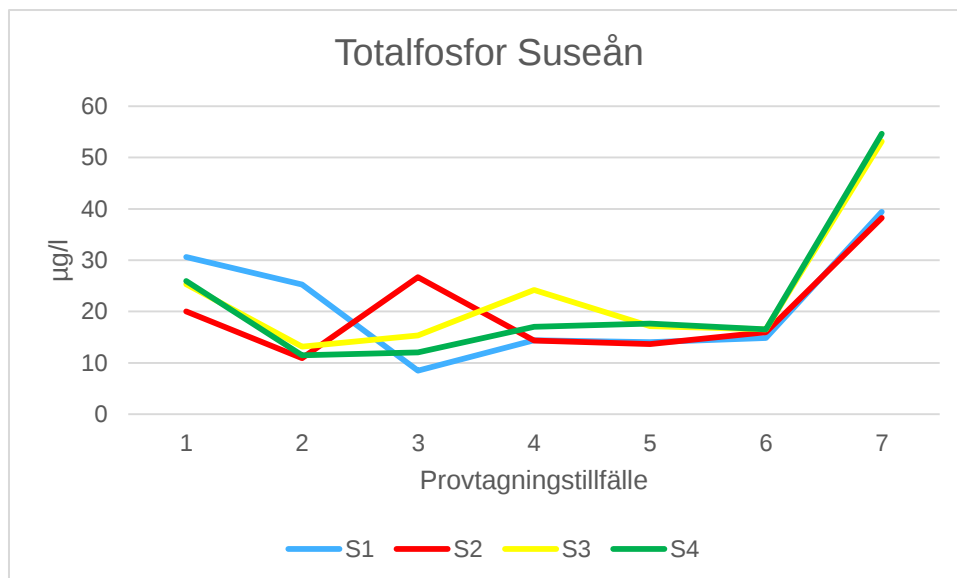
Figur 35 Totalfosfor i Årstadbäcken.

I Tabell 20 nedan, visas data för totalfosfor i Suseån. Medelvärden för provpunkterna ligger på ungefär likvärdiga nivåer, precis som minimivärdena gör. Dock erhöles något högre maxvärden i de två sista provpunkterna, S3 och S4.

Tabell 20 Totalfosfor i Suseån.

Totalfosfor Suseån (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
S1	8	39	21
S2	11	38	20
S3	13	53	24
S4	11	55	22

Figur 36 visar att halterna totalfosfor var högst vid provtagningsstillfälle 7 för samtliga provpunkter. Överlag följer halterna ungefär samma trendvariationer över provtagningsperioden. Provpunkt S2 och S3 har dock toppar vid tredje och fjärde provtagningsstillfället.



Figur 36 Totalfosfor i Suseån.

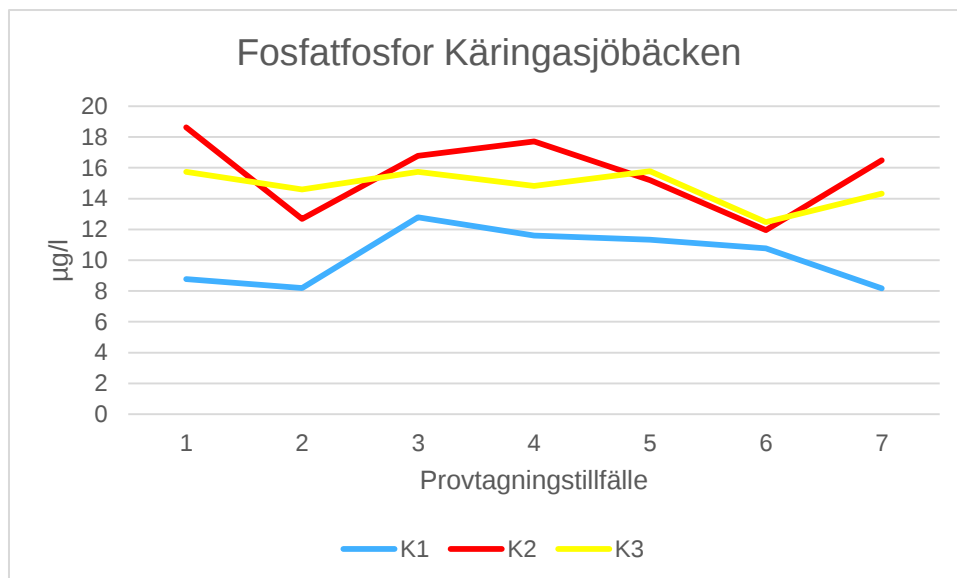
4.5. Fosfatfosfor

I Tabell 21, fosfatfosfor i Käringasjöbäcken, ser vi tydligt att punkt K1 har lägst medelvärde, punkt K2 har högst, och punkt K3 ligger strax under punkt K2. Det förekommer inga större variationer i max- och minimivärden.

Tabell 21 Fosfatfosfor i Käringasjöbäcken.

Fosfatfosfor Käringasjöbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
K1	8	13	10
K2	12	19	16
K3	12	16	15

Halterna fosfatfosfor i Käringasjöbäcken är lägst i punkt K1, för att sedan öka till punkt K2 och K3, se Figur 37.



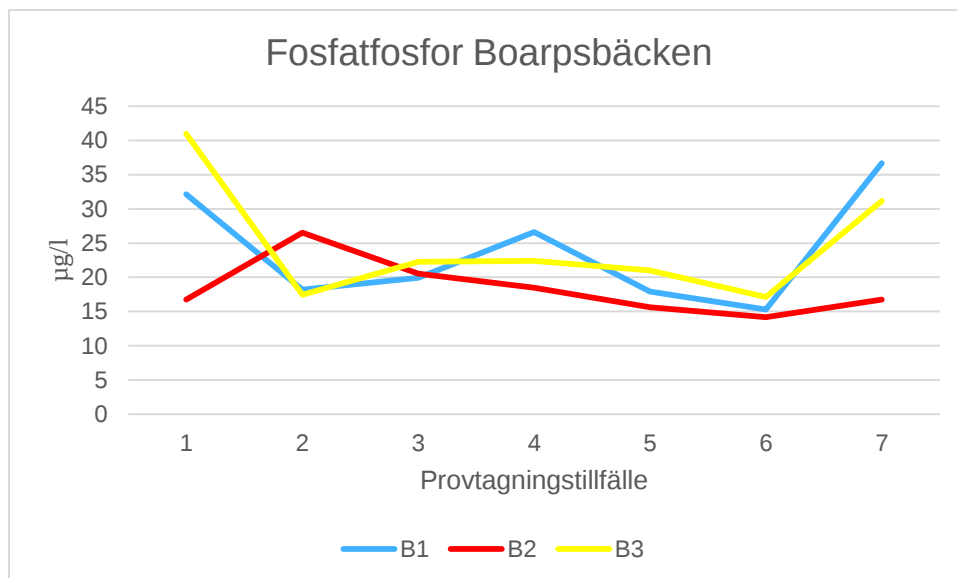
Figur 37 Fosfatfosfor i Käringsjöbäcken.

Tabell 22 visar data för fosfatfosfor i Boarpsbäcken. Det lägsta medelvärdet erhålls i punkt B2, och det högsta i punkt B3. Maxvärdet är högst i punkt B1, och lägst i punkt B2.

Tabell 22 Fosfatfosfor i Boarpsbäcken.

Fosfatfosfor Boarpsbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
B1	15	37	24
B2	14	27	18
B3	17	41	25

I Boarpsbäcken var fosfatfosforhalten som högst vid första och sista tillfället, då både punkt B1 och B3 hade jämförelsevis höga värden. B2 där emot låg på relativt jämn nivå under alla provtagningsstillfällena, se Figur 38.



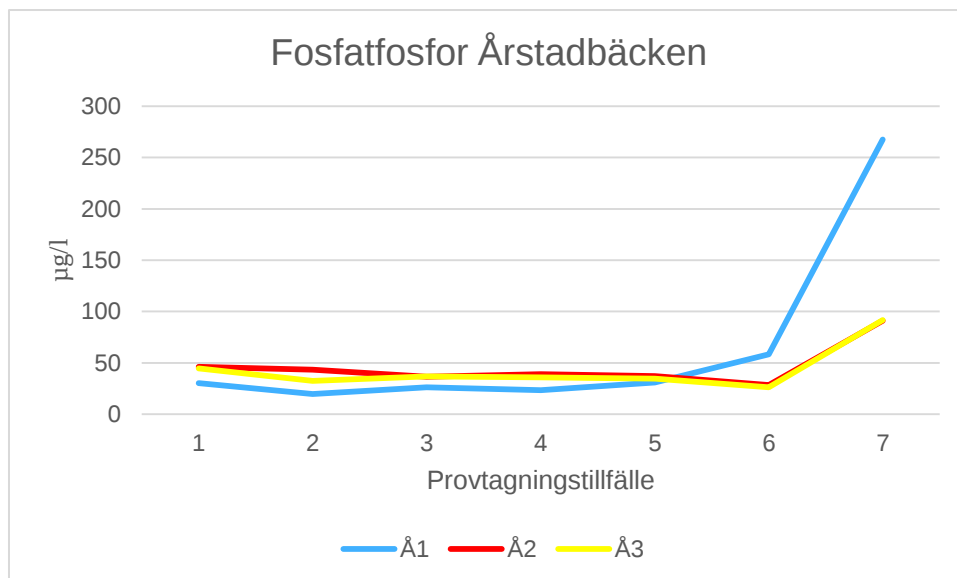
Figur 38 Fosfatfosfor i Boarpsbäcken.

Tabell 23, fosfatfosfor i Årstadbäcken, visar att maxvärdet är betydligt högre i punkt Å1 än i de andra punkterna. Även medelvärdet är högst i punkt Å1. Minimivärdet är dock lägst i punkt Å1 och högst i punkt Å2.

Tabell 23 Fosfatfosfor i Årstadbäcken.

Fosfatfosfor Årstadbäcken (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
Å1	23	268	75
Å2	28	91	46
Å3	26	92	43

Fosfatfosforhalten i Årstadbäcken visas i Figur 39, där det tydligt visas att halten var högst i provpunkt Å1 vid provtagningsstillfälle 7. Resterande provpunkter följde samma mönster vid alla provtagningsstillfällena, d.v.s. överlag jämna nivåer för att sedan öka vid sjunde tillfället.



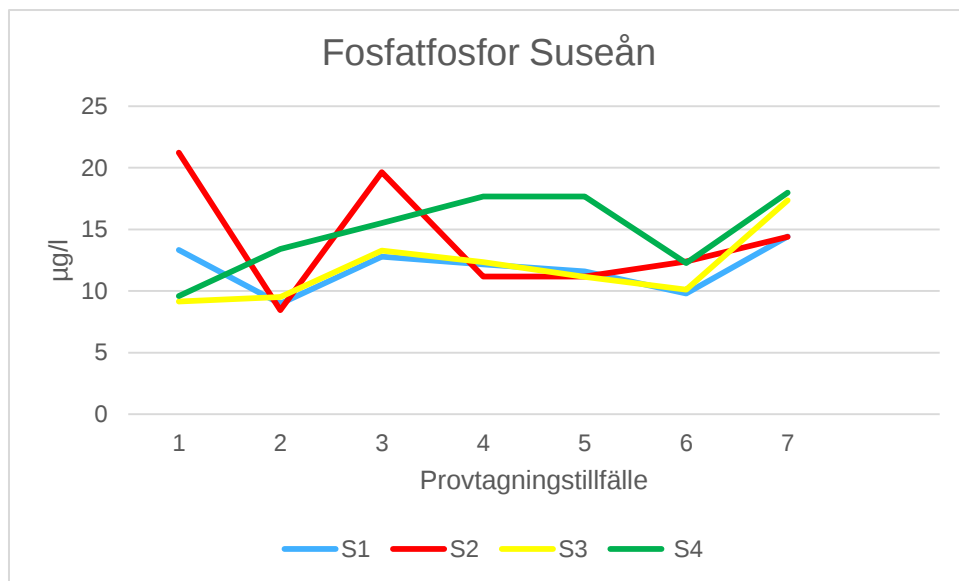
Figur 39 Fosfatfosfor i Årstadbäcken.

I Tabell 24 visas data för fosfatfosfor i Suseån. Det föreligger ingen större skillnad på varken medelvärde, max- eller minimivärde för samtliga punkter.

Tabell 24 Fosfatfosfor i Suseån.

Fosfatfosfor Suseån (µg/l)			
Provpunkt	Min	Max	Medel
S1	9	14	12
S2	8	21	14
S3	9	17	12
S4	10	18	15

I Figur 40 ser vi trenden för fosfatfosfor i Suseån, där punkt S1 och S3 generellt ligger lägst, och S4 högst. Punkt S2 avviker från detta genom att ha de högsta halterna vid tillfälle 1 och 3, samt att de lägsta halterna vid tillfälle 2 och 4.



Figur 40 Fosfatfosfor i Suseån.

5. Analys av data

5.1. Käringsjöbäcken

Analys av halterna totalkväve i Käringsjöbäcken påvisar halter mellan 905 – 5483 µg/l, vilket enligt referensvärden från Naturvårdsverket motsvarar höga till extremt höga halter, se Tabell 28. Analys av halterna nitrat/nitritkväve uppvisar halter mellan 514 – 5139 µg/l.

Analys av mängden totalfosfor påvisar halter mellan 7,12 – 49,26 µg/l, vilket enligt referensvärden från Naturvårdsverket, se Tabell 28, motsvarar mycket låga halter till höga halter. Analys av halterna fosfatfosfor uppvisar halter mellan 8,16 – 18,62 µg/l.

För totalfosfor finns även nya bedömningsgrunder upprättade av Naturvårdsverket (2007), enligt dessa uppnår Käringsjöbäcken god näringsstatus med avseende på totalfosfor, baserat på ett medelvärde uträknat för alla provtagningar vattendraget, se Tabell 26. Då totalfosforhalten baseras på medelvärden för varje enskild provpunkt varierar vattendragets status från God (provpunkt K1), till Måttlig (provpunkt K2), till God (provpunkt K3). Medelvärden för samtliga analysresultat i varje provpunkt finns i Bilaga 1 – Analysresultat.

5.2. Boarpsbäcken

Analys av halterna totalkväve i Boarpsbäcken uppvisar halter mellan 2823 – 4704 µg/l, vilket enligt referensvärden från Naturvårdsverket, se Tabell 28, motsvarar höga halter till extremt höga halter. Analys av mängden nitrat/nitritkväve ger halter mellan 1053 – 3621 µg/l.

Halterna totalfosfor i Boarpsbäcken varierar mellan 15,30 – 118,49 µg/l, vilket enligt referensvärden från Naturvårdsverket, se Tabell 28, motsvarar låga halter till extremt höga halter. Analys av halterna fosfatfosfor uppvisar värden mellan 14,16 – 40,96 µg/l.

Enligt de nya bedömningsgrunderna upprättade av Naturvårdsverket (2007), uppnår bäcken ej god näringsstatus med avseende på totalfosfor, baserat på ett medelvärde uträknat för alla provtagningar i vattendraget, se Tabell 26. Då totalfosforhalten baseras på medelvärden för varje enskild provpunkt varierar vattendragets status från Otillfredsställande (provpunkt B1), till Måttlig (provpunkt B2), till Otillfredsställande (provpunkt B3). Medelvärden för samtliga analysresultat i varje provpunkt finns i Bilaga 1 – Analysresultat

5.3. Årstadbäcken

Analys av mängden totalkväve i Årstadbäcken påvisar halter mellan 2246 – 7258 µg/l, vilket enligt referensvärden från Naturvårdsverket motsvarar höga till extremt höga halter, se Tabell 28. Uppmätta halter av nitrat/nitritkväve varierar mellan 2011 – 5785 µg/l.

Analys av totalfosfor uppvisar halter mellan 32,87 – 333,25 µg/l, vilket enligt referensvärden från Naturvårdsverket, se Tabell 28, motsvarar höga halter till extremt höga halter. Analys av fosfatfosfor uppvisar värden mellan 23,44 – 267,62 µg/l.

Enligt de nya bedömningsgrunderna upprättade av Naturvårdsverket (2007), uppnår bäcken ej god näringsstatus med avseende på totalfosfor, baserat på ett medelvärde uträknat för alla provtagningar i vattendraget, se Tabell 26. Då totalfosforhalten baseras på medelvärden för varje enskild provpunkt varierar vattendragets status från Dålig (provpunkt Å1), till Otillfredsställande (provpunkt Å2), till Otillfredsställande (provpunkt Å3). Medelvärden för samtliga analysresultat i varje provpunkt finns i Bilaga 1 – Analysresultat

5.4. Suseån

Analys av totalkväve i Suseån uppvisar halter mellan 780 – 2531 µg/l, vilket enligt referensvärden från Naturvårdsverket, se Tabell 28, motsvarar måttligt höga halter till höga halter. Uppmätta halter av nitrat/nitritkväve varierar mellan 261 – 1938 µg/l.

Analys av mängden totalfosfor påvisar halter mellan 8,47 – 54,65 µg/l, vilket enligt referensvärden från Naturvårdsverket, se Tabell 28, motsvarar låga halter till höga halter. Analys av fosfatfosfor uppvisar värden mellan 8,45 – 21,23 µg/l.

Enligt de nya bedömningsgrunderna upprättade av Naturvårdsverket (2007), uppnår bäcken god näringsstatus med avseende på totalfosfor, baserat på ett medelvärde uträknat för alla provtagningar i vattendraget, se Tabell 26. Då totalfosforhalten baseras på medelvärden för varje enskild provpunkt varierar uppgår vattendragets status till God i samtliga provpunkter. Medelvärden för samtliga analysresultat i varje provpunkt finns i Bilaga 1 – Analysresultat

5.5. Bedömningsgrunder

För att få en uppfattning om vattendragens näringsstatus utifrån analysresultaten kan referensvärden användas. Naturvårdsverket publicerade år 2007 nya bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag med avseende på totalfosfor. För totalkväve finns inga nya bedömningsgrunder, således kommer en äldre rapport (NVV, 1999) där även totalkväve finns inkluderat, att användas för att få en indikation om analysresultatens innebörd med avseende på totalkväve.

5.5.1. Klassificering av status enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder från 2007
Klassificering av status med avseende på totalfosfor görs genom att dividera ett uträknat referensvärde med halten totalfosfor i vattenprovet enligt Formel 1. Erhållen kvot blir ett så kallat EK-värde, vilket kan jämföras mot klassgränser angivna i Tabell 25.

Formel 1 Definition av EK-värde (Naturvårdsverket, 2007).

$$\text{EK-värde} = \text{referensvärde} / \text{halt tot-P i vattenprovet}$$

Tabell 25 Statusklassning med avseende på totalfosfor utifrån EK-värden (Naturvårdsverket, 2007).

EK-värde	Konc. Tot-P (µg/l)	Status
≥ 0,7	< 12,5	Hög
≥ 0,5 - < 0,7		God
≥ 0,3 - < 0,5		Måttlig
≥ 0,2 - < 0,3		Otillfredsställande
< 0,2		Dålig

För att få en indikation om näringsstatus utifrån provtagningsresultaten, har ett medelvärde för alla provtagningsresultat i varje vattendrag räknats ut, varefter medelvärdet applicerats som halten totalfosfor i Formel 1.

Tabell 26 visar en sammanställning av uträknade referens-, medel- och EK-värden för varje vattendrag, samt den statusklassning det motsvarar. Det sammanlagda medelvärdet för alla provtagningsresultat i Käringsjöbäcken och Suseån motsvarar God status med avseende på totalfosfor. Värdena för Boarpsbäcken och Årstadbäcken motsvarar Otillfredsställande status, respektive Dålig status med avseende på totalfosfor.

Tabell 26 Sammanställning av vattendragens status baserat på framtagna data

Vattendrag	Referensvärde* (µg/l)	Medelvärde** (µg/l)	EK-värde***	Status
Käringsjöbäcken	13	21	0,62	God
Boarpsbäcken	14	51	0,27	Otillfredsställande
Årstadbäcken	14	83	0,17	Dålig
Suseån	16	22	0,73	God

* Referensvärden är beräknade av Länsstyrelsen i Halland enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, Bilaga A till handbok 2007:4.

** Medelvärdet är beräknat utifrån alla uppmätta värden för varje enskilt vattendrag under perioden januari – april 2015.

*** EK-värde = referensvärde / halt tot-P i vattenprovet

5.5.2. Klassificering av status enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder från 1999

I Naturvårdsverkets rapport (1999), finns bedömningsgrunder utifrån arealspecifika förluster av totalkväve och totalfosfor angivna, se Tabell 27. Arealförlusterna kan med hjälp av den specifika avrinningen för ett område räknas om till halter totalkväve och totalfosfor, se Tabell 28.

Tabell 27 Tillstånd utifrån arealspecifika förluster av antal kilogram kväve per år (Naturvårdsverket, 1999).

Arealspecifik förlust (kg N/ha/år)	Tillstånd
≤ 1,0	Mycket låga förluster
1,0 - 2,0	Låga förluster
2,0 - 4,0	Måttligt höga förluster
4,0 - 16,0	Höga förluster
> 16,0	Extremt höga förluster

Tabell 28 Status utifrån halter av totalkväve och totalfosfor (Naturvårdsverket, 1999).

Referensvärden*			
Totalkväve (µg/l)		Totalfosfor (µg/l)	
<200	Mycket låga halter	<8	Mycket låga halter
200-400	Låga halter	8-16	Låga halter
400-800	Måttligt höga halter	16-32	Måttligt höga halter
800-3250	Höga halter	32-65	Höga halter
>3250	Extremt höga halter	>65	Extremt höga halter

* Enligt beräkningar gjorda av Länsstyrelsen i Halland. Den specifika avrinningen är uppskattad till 15 l/s och km².

En tillämpning av klassningen i Tabell 28 visar att Käringsjöbäcken, Boarpsbäcken och Årstadbäcken har extremt höga halter av totalkväve då ett medelvärde för alla analysresultat i varje vattendrag har använts. I Suseån har höga halter uppmätts, se Tabell 29.

Tabell 29 Näringsstatus med avseende på totalkväve.

Vattendrag	Medelvärde* (µgN/l)	Status
Käringsjöbäcken	3390	Extremt höga halter
Boarpsbäcken	3407	Extremt höga halter
Årstadbäcken	4286	Extremt höga halter
Suseån	1358	Höga halter

* Medelvärdet är beräknat utifrån alla uppmätta värden för varje enskilt vattendrag under perioden januari – april 2015.

5.6 Vattenföring och belastning

För att få en uppfattning om hur stor vattenvolym som biflödena bidrar med till Suseåns totala vattenföring kan data från SMHI:s modellberäkningar användas.

I delavrinningsområde 1379 vid Suseåns mynning var den totala vattenföringen 6,86 m³/s enligt SMHI:s modellberäkningar för år 2013. Omvandlat till total vattenföring på ett helt år blir volymen 216 336 960 m³/år.

I delavrinningsområde 1388 vid Käringasjöbäcken uppgår vattenföringen till 0,14 m³/s eller 4 415 040 m³/år, vilket betyder att vattenmassorna från Käringasjöbäcken utgör ca 2 % av Suseåns totala vattenföring.

I delavrinningsområde 1381 vid Boarpsbäcken uppgår vattenföringen till 0,283 m³/s eller 8 924 688 m³/år, vilket betyder att vattenmassorna från Boarpsbäcken utgör ca 4 % av Suseåns totala vattenföring.

I delavrinningsområde 1423 vid Årstadbäcken uppgår vattenföringen till 0,13 m³/s eller 4 099 680 m³/år, vilket betyder att vattenmassorna från Årstadbäcken utgör ca 1,9 % av Suseåns totala vattenföring.

Totalt utgör de tre biflödena ca 8 % av det totala flödet vid Suseåns mynning.

Den totala kvävetransporten år 2013 uppgick till 378 000 kg vid Suseåns mynning, 13 500 kg i Käringasjöbäcken, 35 400 kg i Boarpsbäcken och 17 199 kg i Årstadbäcken (SMHI, 2015). Andelen kväve från de tre biflödena utgjorde därmed ca 18 % av den totala kvävetransporten i Suseån år 2013.

Den totala fosfortransporten år 2013 uppgick till 11 500 kg vid Suseåns mynning, 354 kg i Käringasjöbäcken, 1370 kg i Boarpsbäcken och 723 kg i Årstadbäcken (SMHI, 2015). Andelen fosfor från de tre biflödena utgjorde därmed ca 21 % av den totala fosfortransporten i Suseån år 2013.

6. Diskussion

Resultatet av vår provtagning i fyra vattenförekomster i Suseåns avrinningsområde visar att näringsbelastningen överlag är hög. Näringstransporten från framförallt jordbruk och undermåliga enskilda avlopp måste minskas för att miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning* skall kunna uppfyllas. För att minska näringsbelastningen på hav och sötvattensförekomster kan olika åtgärder sättas in. Det finns ett stort utbud av åtgärder för att bekämpa övergödning till följd av näringsämnesbelastning.

I en studie av Lower Neuse River, North Carolina, (Huffman, 1998) uppvisade den studerade vattenförekomsten en 38 % minskning av klorofyll a, en indikator för mängden fytoplankton i vattenmassan, då ett punktutsläpp av fosfor minskat med 3,3 %. En minskning av kväve från punktutsläpp hade ej samma gynnsamma effekt, då en 57 % minskning av kväve endast gav upphov till 2 % minskning av klorofyll a. Enligt Huffmans studie är således åtgärder för reduktion av fosfor att föredra vad gäller punktutsläpp.

Diffusa källor till näringsämnena som läckage från jordbruksmark och atmosfärisk deposition, tenderar att vara avsevärt svårare att kontrollera (Andinet, Ilho & Jisung, 2014). För att åstadkomma en påtaglig minskning av näringsämnesläckage från jordbruk krävs vanligen landkrävande åtgärder i form av till exempel anläggning av skyddszoner, våtmarker och odling av fånggrödor, eller införandet av gödselrestriktioner. Vilken åtgärd som lämpar sig bäst varierar beroende på ett stort antal faktorer som till exempel lokalisering, jordegenskaper, topografi och växtlighet.

Ett nytt landsbygdsprogram med möjligheten att minska näringsbelastningen från jordbruk kommer att vinna laga kraft under 2015. Förhoppningen är att fler lantbrukare kommer att vidta åtgärder mot näringsläckage då det blir lättare att söka ersättning för detta (NVV, 2015).

6.1. Åtgärder för minskat näringsläckage från jordbruksmark

6.1.1. Skyddszoner

Anläggning av skyddszoner, eller så kallade kantzoner, innebär att marken närmast vattendragen lämnas fri från plöjning, gödning och bekämpningsmedel (Uusi-Kämppe & Jauhiainen, 2009). Skyddszonerna är alltid beväxta och fungerar som ett sista filtreringssteg innan ytvattenvatten når vattendrag och sjöar. Framförallt partiklar och partikelbundna närämnen fångas upp av växtlighet i skyddszonen, vilket minskar näringsbelastningen på vattendraget (NVV, 2008). Hur effektivt skyddszonerna inhiberar lösta näringsämnen beror

på flertalet faktorer som till exempel markens genomsläpplighet och näringsämnets fallenhet för utlakning (Uusi-Kämpä & Jauhiainen, 2009).

För att anläggning av skyddszoner skall uppnå största möjliga effektivitet bör anläggaren inneha grundläggande kunskaper om huvudsakliga förlustvägar, samt vilken typ av förluster området har. Om den dominerande förlustvägen är genom dräneringsrör bör anläggning av skyddszon för näringsretention kompletteras med annan åtgärd, då det huvudsakligen är förluster från ytavrinning som effektivt begränsas med skyddszoner (Jordbruksverket, 2008).

En skyddszon kan även ha en positiv verkan genom att växtligheten skänker skugga, stabiliserar jorden och ger ett visst skydd mot vind- och vattenerosion. En annan positiv aspekt är att skyddszoner främjar den biologiska mångfalden i området (NVV, 2008).

Träd är särskilt betydelsefulla inslag i vegetationen då en skogsmark kan inhibera och konsumera upp till 40 gånger mer nederbörd än ett område utan skog (NVV, 2008). Enligt Rimkus och Vaikasas (2001) kan trädbevuxna skyddszoner även bidra till att mängden avlagrade partiklar i vattendraget blir upp till 6-20 gånger lägre i jämförelse med ett vattendrag med avsaknad av träd i skyddszonen. I Sverige får dock inga träd finnas i skyddszonen om lantbrukaren skall kunna söka miljöersättning för detta i enlighet med landsbygdsprogrammet (Länsstyrelsen, 2015; Jordbruksverket, 2015).

Ett nytt EU-direktiv (2009/128/EG) om upprättandet av gemensamma åtgärder för ett hållbart brukande av bekämpningsmedel inom EU, innebar att frågan om skyddszoner lyftes i medlemsländerna. Sverige har, för att implementera direktivet i nationell lagstiftning, lagstadgat en förordning (SFS 2014:425) om bekämpningsmedel. Förordningen anger bland annat Naturvårdsverket rätt att meddela föreskrifter om skyddsavstånd till vattenförekomster. Nya föreskrifter är under framtagande och beräknas vinna laga kraft under andra halvan av 2015 (Thews & Jansson, 2014). För närvarande gäller de gamla föreskrifterna, SNFS 1997:2, parallellt med förordning SFS 2014:425.

6.1.2. Fånggrödor

Fånggrödor är ett mycket effektivt sätt att minska utlakningen av främst kväve från åkermark under vintern. Enligt Jordbruksverket (2012) är odling av fånggrödor en av de viktigaste

metoderna i Sverige för minskning av kväveläckage. När huvudgrödan har skördats på hösten sås fånggrödan för att ta över näringsupptaget av kväve under vinterhalvåret (VISS, 2015).

En dansk studie (Doltra & Olesen, 2013) visar att odling av fånggrödor även kan ge ökad avkastning av efterföljande spannmål. Fånggrödorna i studien ökade effektivt retentionen av kväve, vilket innebar minskat kväveläckage från åkrarna, och därmed kvarhölls ett större näringsförråd i marken till efterföljande gröda.

De viktigaste grupperna av fånggrödor är enligt en rapport från Jordbruksverket (2012), vallbaljväxter, vallgräs, höstsäd och växter tillhörande kålsläktet (Brassica).

Åtgärden uppnår störst effekt då fånggrödor odlas på jordar med högt sandinnehåll och hög utlakning (VISS, 2015).

6.1.3. Våtmarker

Anläggning av våtmarker på, eller i anslutning till jordbruksmark, kan med stor effektivitet minska halterna näringsämnen och partiklar. Kväve, som till stor del förekommer i form av nitrat, omvandlas i våtmarken till kvävgas ($N_{2(g)}$) genom denitrifiering, och avgår sedan till luften (Tonderski et al., 2002).

Anläggning av våtmarker för att minska näringsläckaget i jordbruksmarker är en vanligen kostnadseffektiv och relativt enkel åtgärd (Tonderski et al., 2002). Placeringen är dock avgörande för hur effektiv våtmarken blir. Enligt en utvärdering framtagen av forskare på Våtmarkscentrum, Weisner, et al., (2008), kan kväveretentionen i en rätt placerad våtmark uppgå till ca 1000 kg kväve per hektar och år.

Ur ekologisk synpunkt fyller anlagda våtmarker inte bara en funktion, utan flertalet positiva ekosystemtjänster kan erhållas. Våtmarken kan till exempel fungera som vattenmagasin, som vattenrenare, som rekreationsområde och som en plats där den biologiska mångfalden främjas (Tonderski et al., 2002).

För att en våtmark skall uppnå maximal effektivitet vad gäller avskiljning av näringsämnen, finns några generella drag som har visat sig särskilt betydelsefulla. Befintliga våtmarker med god avskiljningsgrad vad gäller näringsämnen tenderar att inneha några gemensamma karaktärsdrag; en lång uppehållstid av vattnet, en hög belastning, låga variationer i flöde, ett brett utbud av olika växter, måttlig till hög vegetationsfrekvens, samt ombesörjes med rätt skötselåtgärder.

En minskning av vattnets hastighet är särskilt viktigt då det innebär mer tid för sedimentering av partiklar, samt ger mer tid för växterna att fånga upp den näring som finns i vattnet. En förlängd uppehållstid möjliggör även för att andra viktiga kemiska reaktioner ska ha tid att ske, som omvandlingen av kväve till kvävgas (denitrifikation), och komplexbildning och avskiljning av fosfor.

En våtmark kan med tiden fyllas upp och "mättas" med en stor mängd fosfor och sediment, vilket innebär att visst underhåll krävs för att förhindra läckage och igenväxning. Kväve däremot, omvandlas oavbrutet till kvävgas genom denitrifikation. Kvävgasen avgår till luften, vilket innebär att en våtmark ej blir "mättad" på kväve (Tonderski et al., 2002).

Enligt Keddy (2010) tillhör våtmarker några av de mest produktiva ekosystemen på jorden. Våtmarker kan ha förmågan att producera upp till ca 1200 g biomassa per m² och år, något som kan jämföras med ca 900 g biomassa per m² och år för tropiska regnskogar, eller ca 300 g per m² och år för jordbruksmarker. Den höga primärproduktionen skulle kunna nyttjas till exempelvis biogasproduktion om den skördades regelbundet, och på så vis utgöra ett ekonomiskt tillskott för markägaren (Tonderski et al., 2002). Skörd av våtmarker kan även möjliggöra återföring av näringsämnen till åkrar, vilket skulle minska behovet av konventionella gödningsmedel. Arter lämpliga för etablering i Svenska produktionsvåtmarker är till exempel *Glyceria maxima* (jättegröe), *Phragmites australis* (bladvass) och *Typha sp* (kaveldun) (Tonderski et al., 2002).

6.1.4. Stöd för miljö- och landsbygdsutvecklingsåtgärder

I Sverige finns möjligheten att söka stöd och miljöersättningar för olika åtgärder inom miljö- och landsbygdsutveckling. Stöden är ämnade att stimulera insatser inom lantbruket som ska gynna miljön och ett hållbart brukande av marken.

I förordning (2000:577) om stöd för miljö- och landsbygdsutvecklingsåtgärder anges att stöd får lämnas till inrättning av skyddszoner på åkermark. För att vara berättigad till stöd ska skyddszonen vara mellan 6 – 20 meter bred och vara odlad med vall. Stödet uppgår till 3000 kr/ha (SFS 2000:577).

I Halland kan stöd även ges för odling av fånggröda och för vårbearbetning av jordbruksmark. För fånggröda utgår en ersättning på 900 kr/ha och för vårbearbetning gäller 400 kr/ha.

En grundersättning på 3000 kr/ha kan sökas för skötsel av våtmarker. Det finns även möjlighet att söka en tilläggsersättning på 800 kr/ha för skötsel i form av rensning av växtlighet eller betning (SFS 2000:577).

6.2. Åtgärder för minskat näringsläckage från enskilda avloppsanläggningar

Den årliga mängden fosfor som släpps ut från enskilda avlopp är lika stor som utsläppet från alla kommunala reningsverk tillsammans, men endast 17 procent av Sveriges befolkning använder enskilda avloppsanläggningar (JTI, 2008; SCB, 2010). Enligt Havs- och vattenmyndigheten (2014), saknar nära 50 % av Sveriges ca 700 000 enskilda avlopp tillräcklig rening. Några av de vanligast förekommande reningssystemen som inte anses leva upp till kraven är avloppsanordningar med till exempel resorptionsfunktion, sandfilterbrunnar och stenkistor (JTI, 2003). För att nå upp till godkänd nivå krävs längre gående rening än enbart slamavskiljning, något som finns lagstadgat i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899). Längre gående rening än slamavskiljning innebär minst slamavskiljning i trekammarbrunn med någon efterföljande reningsteknik, exempelvis infiltrationsanordning, markbädd, minireningsverk eller liknande (NVV, 2008a).

Naturvårdsverket publicerade år 2006 allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållspillvatten (NFS 2006:7). Råden anger vilka krav som anses rimliga för kommunen att ställa på avloppsanläggningar för upp till 25 personekvivalenter. Det finns krav för två nivåer: normal skyddsnivå och hög skyddsnivå. Vilken skyddsnivå som bör tillämpas bestäms i varje enskilt fall av tillsynsmyndigheten. En normal skyddsnivå innebär bland annat att avloppsanordningen bör ha en avskiljningsgrad på minst 70 % vad gäller totalfosfor. En hög skyddsnivå innebär bland annat att anordningen bör ha en avskiljningsgrad på 90 % vad gäller totalfosfor och 50 % vad gäller totalkväve (NFS 2006:7).

Som tidigare nämnts tenderar åtgärder för reduktion av fosfor vara att föredra vad gäller punktutsläpp (Huffman, 1998). En högre reningsgrad i ett enskilt avlopp ger vanligen en minskning av främst fosfor, men till viss del även kväve. En befintlig avloppsanordning kan till exempel kompletteras med kemisk fosforfällning som ett extra reningssteg. En annan lösning kan vara att behandla urin och fekalier i separata system, och installera en s.k. urinseparerande WC. Urinen innehåller merparten av all fosfor som istället fångas upp i en slutna tank (Söderåsens miljöförbund, 2014). Ett alternativt sätt till att minska utsläppen från ett avlopp kan vara att, om möjligt, ansluta till det kommunala vatten- och avloppsledningsnätet (VISS, 2015).

Det finns en uppsjö av olika reningstekniker för enskilda avloppsanordningar. Vilken teknik som är den bäst lämpade varierar med ett antal faktorer som till exempel markens egenskaper och närhet till dricksvattenbrunnar, badplatser, vattendrag och grundvatten. Fastighetsägare bör anlita sakkunnig för att i varje enskilt fall få den mest lämpliga tekniken (Länsstyrelsen, 2009).

6.2.1. Enskilda avlopp i vattendragens delavrinningsområden

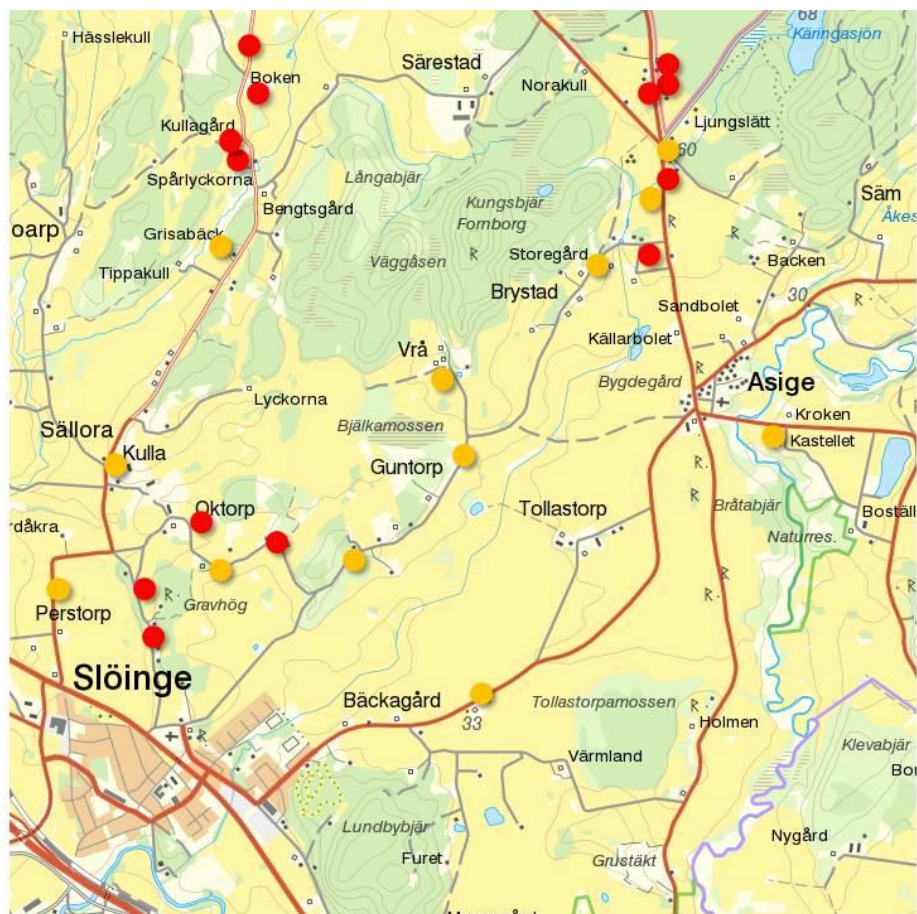
Som tidigare konstaterat bidrar enskilda avloppsanläggningar med eutrofierande näringsämnen. Det är svårt att säga hur stor påverkan enskilda avlopp har på de olika biflödena till Suseån. För att få en uppfattning om detta skulle fler provtagningar behöva göras, både uppströms och nedströms eventuella utlopp. För att få en teoretisk indikation om var enskilda avloppsanläggningar eventuellt bidrar med en högre näringsbelastning i biflödena, presenterar vi nedan data över enskilda avloppsanläggningar i området.

Data över enskilda avlopp i delavrinningsområdena kring Käringasjöbäcken och Boarpsbäcken har inhämtats från Falkenbergs kommun (2015). Data över enskilda avlopp i delavrinningsområdet kring Årstadbäcken finns ännu inte att inhämta då inventering endast är påbörjad. Falkenbergs kommun (2015) uppskattar dock att antalet enskilda avlopp uppgår till cirka 60 stycken.

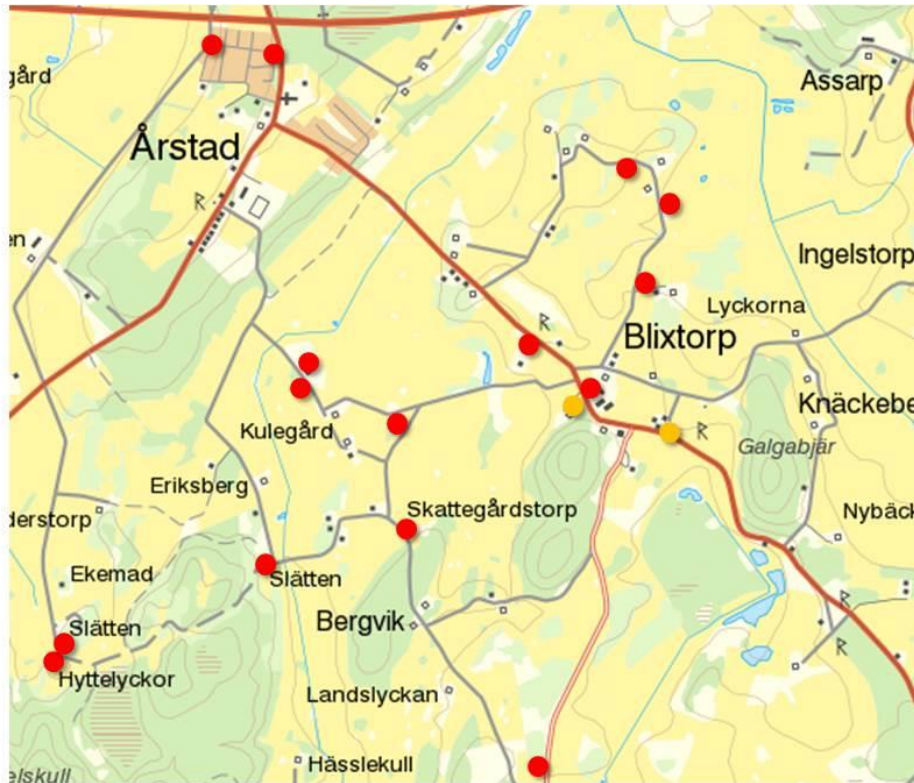
Antalet enskilda avlopp inom delavrinningsområdet kring Käringasjöbäcken uppgår till 49 stycken. Figur 41 visar ungefärlig placering av de bristfälliga och icke-godkända enskilda avlopp i närhet till Käringasjöbäcken.

Antalet enskilda avlopp inom delavrinningsområdet som enligt VISS (2015) har benämningen Boarpsbäcken DARO Grisabäcken-Källorna uppgår till 42 stycken. Figur 42 visar ungefärlig placering av de bristfälliga och icke-godkända enskilda avlopp i närhet till den övre delen av Boarpsbäcken.

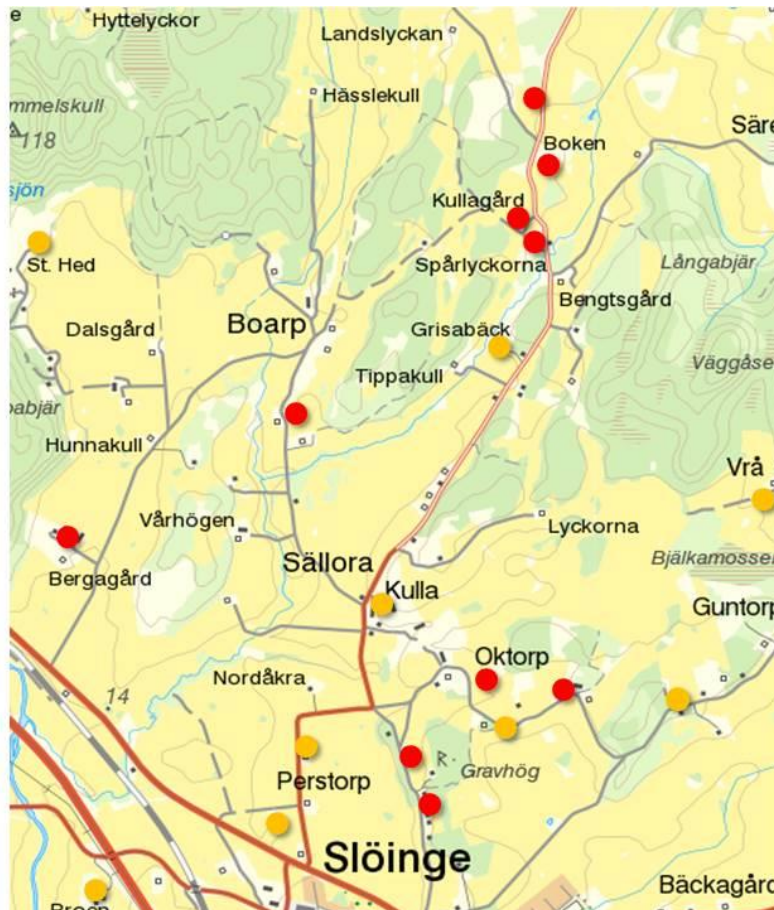
Antalet enskilda avlopp inom delavrinningsområdet som enligt VISS (2015) har benämningen Boarpsbäcken DARO Mynningen-Grisabäcken uppgår till 44 stycken. Figur 43 visar ungefärlig placering av de bristfälliga och icke-godkända enskilda avlopp i närhet till den nedre delen av Boarpsbäcken.



Figur 41 Ungefärlig placering av enskilda avlopp med bristfällig eller icke-godkänd rening kring Käringsjöbäcken. Röd markering visar avlopp med icke-godkänd rening, gul markering visar avlopp med bristfällig rening © Lantmäteriet [I2014/00966](Data från Falkenbergs kommun)



Figur 42 Ungefärlig placering av enskilda avlopp med bristfällig eller icke-godkänd rening kring övre delen av Boarpsbäcken. Röd markering visar avlopp med icke-godkänd rening, gul markering visar avlopp med bristfällig rening © Lantmäteriet [I2014/00966](Data från Falkenbergs kommun)



Figur 43 Ungefärlig placering av enskilda avlopp med bristfällig eller icke-godkänd rening kring nedre delen av Boarpsbäcken. Röd markering visar avlopp med icke-godkänd rening, gul markering visar avlopp med bristfällig rening © Lantmäteriet [I2014/00966] (Data från Falkenbergs kommun)

6.3. Felkällor

Vid vattenprovtagningen fanns det en mängd källor som hade kunnat förorena proven. Enskilt avlopp med ojämnt utsläpp, dagvatten som rinner ut i dräneringsrör eller ett litet tillflöde från omgivande mark är några av dem.

När provtagningen sker för suspenderat material är det viktigt att inte få med några växtdelar eller andra partiklar som inte är löst i vattnet. Proverna är noggrant tagna och sedan kontrollerade igen i samband med analys. Trots detta kan det naturligtvis ske att det kommer oönskat material med i provet som ger ett felaktigt resultat.

När totalfosfor, totalkväve, fosfatfosfor och nitrat/nitritkväve analyseras får det inte vara luft i proverna eller analysystemet, då detta kan ge ett felaktigt resultat. Om det finns luft någonstans visar resultatet lufttoppar. Detta har kontrollerats vid varje analys, men trots det kan det ändå visa sig vara ett fel någonstans.

Vid kalibrering av FIAstar används flera olika referensvätskor. Om någon av dessa kalibreringar inte blev som de skulle, hade det eventuellt kunnat ge något dolt fel. Även vid förberedning av proverna kan något ha gjort så att det blev en störning någonstans, till exempel att något prov blev beredd med mängd som skiljer sig något lite från varandra, trots att automatpipett använts.

När databehandlingen har utförts kan det lätt hända att det blir något fel någonstans, vid till exempel byte av enhet, avrundning och vid kopiering av data från ett dokument till ett annat.

6.4. Etiska aspekter

Miljömålen finns till för att skydda och bevara kvalitén på Sveriges natur och miljö, för vår skull, samt för kommande generationers skull. Detta innefattar även djur och organismer, som en del av vårt ekosystem. Det finns alltså en skyldighet att skapa så bra förutsättningar som möjligt för växter och djur, så att de kan leva och föröka sig så att inte ekosystemet rubbas. Vattenlevande djur och andra organismer är känsliga för förändringar och störningar i sina habitat, och övergödningen är just exempel på sådan störning, det hade alltså varit gynnsamt om vattendragen skulle återgå till sin naturliga form, det vill säga utan överskott av tillgängliga näringsämnen. Vattenkvalitén påverkar också landlevande djur och människor, då vatten är vårt viktigaste livsmedel. Just nu står vi inför klimatförändringar som hotar många djur och människor. I framtiden är det många som kommer att få problem med just vattnet. På vissa ställen i världen kommer det råda stor brist på det, och på andra ställen, som här i Sverige, kan kvalitén komma att bli mycket sämre.

6.5. Förslag till fortsatt arbete

För att kunna säkerställa resultaten skulle det behövas fler provtagningar på fler punkter, med större spridning under hela året. Då hade det varit lättare att finna på vilka platser där åtgärder skulle kunna utföras, och vilken åtgärd som hade passat. Eventuella punktutsläpp hade kunnat identifieras så att åtgärder hade kunnat utföras specifikt på platsen.

7. Slutsatser

Resultatet av vattenprovtagningarna visar överlag förhöjda halter av näringsämnen. Data för Käringasjöbäcken och Årstadbäcken påvisar en tydlig höjning av näringsämnen från provpunkterna 1 till 2, vilket tyder på stor påverkan från jordbruksmarken i områdena. Utifrån gjorda mätningar går det ej att se någon signifikant skillnad i ökning av näringsämnen från provpunkterna 2 till 3, vilket talar för att samhällena ej bidrar med någon större näringsbelastning.

Uppmätta värden i Boarpsbäcken demonstrerar ej någon tydlig trend, utan uppvisar stora variationer. Överlag har Boarpsbäcken relativt höga värden i alla tre provpunkter, något som tros bero på att samtliga provpunkter ligger i direkt anslutning till jordbruksmark och därmed fungerar som recipient för utlakade näringsämnen.

Suseån uppvisar generellt något högre värden i provpunkt 3 och 4, efter att Boarpsbäcken och Årstadbäcken anslutit. Halterna näringsämnen är överlag något lägre i Suseån än i biflödena, något som förmodas bero på att en viss utspädningseffekt erhålls i den större vattenvolymen och vid det högre flöde som råder.

De högsta halterna av både totalkväve och totalfosfor uppmättes i Boarpsbäcken och Årstadbäcken, vilka således har det största åtgärdsbehovet.

Flertalet extremvärden erhöles under det första och sista provtagningstillfället, något som kan bero på dåvarande väderleksförhållanden. Vid första provtagningstillfället var markerna blöta av den rådande snösmältningen. Vid sista provtagningstillfället föll stora mängder regn på provtagningsdatumet, samt de närmast föregående dagarna.

För att lokalisera eventuella punktutsläpp och avgöra hur stor påverkan de har, krävs fler provtagningspunkter i varje biflöde. För att få bredare mätserie och därmed ett säkrare resultat, skulle fler mätningar över årets alla årstider vara fördelaktigt. Det skulle även vara bra med en mätserie som, om möjligt, visar variationer i näringsbelastning i förhållande till flöde över flertalet år.

8. Referenser

- Adinet, T., Ilho, K., Jisung, K. (2014). Mini-review on river eutrophication and bottom improvement techniques, with special emphasis on the Nakdong River. *Journal of Environmental Sciences*, 30, 113-121. doi:10.1016/j.jes.2014.10.014
- Allaby, M. (2000). *Basics of Environmental Science*. 2nd edition. London och New York: Routledge Taylor and Francis group. ISBN 0-415-21175-1
- Allan, J., Castillo, M. (2007). *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. Second Edition. Dordrecht: Springer. ISBN 978-1-4020-5582-9
- Baird, C., Cann, M. (2012). *Environmental Chemistry*. New York: W.H. Freeman and Company. ISBN 9781464113499
- Bergström, A.K., Jansson, M. (2006). Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the northern hemisphere. *Global Change Biology*, 12, 635-643. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01129.x
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A.N., Smith, V.H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568. doi: [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K., E. C., Likens, G. E. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science* 8 May 2009, 324, 724-725. doi:10.1126/science.324_724
- Cunningham, W. P., Cunningham, M.A. (2010). *Environmental Science*. New York: McGraw-Hill.
- Dir 2009/128/EG. Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/128/EG av den 21 oktober 2009 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder för att uppnå en hållbar användning av bekämpningsmedel. Europaparlamentet och Europeiska Unionen.
- Doltra, J. & Olesen, J. (2013). The role of catch crops in the ecological intensification of spring cereals in organic farming under Nordic climate. *European Journal of Agronomy*, 44, 98-108. doi:10.1016/j.eja.2012.03.006
- Europeiska kommissionen. (2010). *Ramdirektivet för vatten*. Generaldirektoratet för miljö. Hämtad från: <http://bookshop.europa.eu/sv/ramdirektivet-foer-vatten-pbKH3109165/?CatalogCategoryID=znMKABstX5IAAAEjs5AY4e5L> 2015-04-28
- Europeiska Unionen. (2010). EU:s nitratdirektiv. Hämtad från: <http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/nitrates/sv.pdf> 2015-03-22
- Falkenbergs kommun. (2015) Personlig kommunikation, 1 april, 2015, kl: 14.36
- Fölster, J., Kyllmar, K., Wallin, M. & Hellgren, S. (2012). *Kväve- och fosfortrender i jordbruksvattendrag. Har åtgärderna gett effekt?* Rapport 2012:1. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö.

- Huffman, L. (1988). *Evaluating eutrophication control alternatives for the Lower Neuse River, North Carolina*. (Thesis for Degree Master of Science. University of Virginia. Department of Civil Engineering). Hämtad från: http://www.aciscience.org/docs/evaluating_eutrophication_control_alternatives.pdf 2015-04-27
- Institutet för jordbruks- och miljöteknik (2008). *Små avlopp ska vara enkla*. Hämtad från <http://www.jti.se/index.php?page=publikationsinfo&publicationid=730&returnto=186> 2015-04-01
- Institutet för jordbruks- och miljöteknik. (2003). *Enskilda avlopp – problem och möjligheter*. Hämtad från: <http://www.jti.se/uploads/jti/enskildavlopptryck.pdf> 2015-04-13
- Jarvie H., Neal C., Withers P. (2005). Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *The Science of the Total Environment*, 360, 246-253.
- Johansson, I. (2013). *Suseån*. Hämtad från: www.vattenorganisationer.se 2015-02-17
- Jordbruksverket. (2015). Frågor om skyddszoner. Personlig e-post till Andersson, J. Mottaget 2015-05-18
- Jordbruksverket. (2012). *Gröda mellan grödorna – samlad kunskap om fånggrödor*. Rapport 2012:21.
- Jordbruksverket. (2008). *64 åtgärder inom jordbruket för god vattenstatus*. Rapport 2008:31. Växtnäringsenheten.
- Keddy, P., (2010). *Wetland Ecology. Principles and Conservation*. Second Edition. Cambridge: Cambridge University Press. ISBN 978-0-521-73967-2
- Khan, F. A. & Ansari, A. A. (2005). Eutrophication: An Ecological Vision. *The Botanical Review* 71(4): 449-482.
- Länsstyrelsen i Halland. (2015). Länsstyrelsen Halland planeringsunderlag. Tillgänglig: <http://projektwebbar.lansstyrelsen.se/gis/Sv/Pages/karttjanster.aspx>
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län. (2009). *Lagar och regler för dig med enskilt avlopp*. Hämtad från: <http://www.gotland.se/56568> 2015-05-12
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län. (2008). *Fosfor- och kvävefraktioner i miljöövervakningen. En studie av bohusländska vattendrag*. Rapport 2008:86. Göteborg: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten.
- Mainstone C., Parr W. (2002). Phosphorus in rivers – ecology and management. *The Science of the Total Environment*, 282-283, 25-47. doi:10.1016/S0048-9697(01)00937-8
- Mason, C. (2002). *Biology of freshwater pollution*. 4th edition. Edinburgh: Pearson Education. ISBN 0130-90639-5
- Miljödepartementet (2003). *EU-prioriteringar för att nå miljömålen*. Regeringens skrivelse (SKR. 2003/04:9) Hämtad från: <http://www.regeringen.se/content/1/c4/27/85/17ebf60a.pdf> 2015-04-28

- Miljömålsrådet, (2008). *Miljömålen i korthet och en sammanfattning av miljömålsrådets utvärdering*. ISBN 978-91-620-8321-2 Hämtad från:
<http://www.miljomal.se/sv/Publikationer-och-bilder/Broschyter/> 2015-04-24
- Miljösamverkan Halland. (2014). *Metodutveckling av åtgärder mot övergödning för att uppnå god ekologisk status*. Hämtad från:
<http://www.miljosamverkan.se/miljosamverkan/SiteCollectionDocuments/Publikationer/2014/2014-metodutveckling-atgarder-mot-overgodning.pdf> 2015-05-12
- Minnesota Pollution Control Agency. (2008). *Nutrients: Phosphorus, Nitrogen Sources, Impact on Water Quality - A General Overview*.
- Naturvårdsverket och Fiskeriverket. (2008). *Ekologisk restaurering av vattendrag*. ISBN 978-91-620-1270-0
- Naturvårdsverket (2015). *Årlig uppföljning av Sveriges miljökvalitetsmål och etappmål 2015*. Rapport 6661. Bromma: Arkitektkopia AB
- Naturvårdsverket. (2014). *Rening av avloppsvatten i Sverige*. ISBN 978-91-620-8703-6
- Naturvårdsverket. (2013). *Rening av avloppsvatten i Sverige*. ISBN 978-91-620-8629-9
- Naturvårdsverket. (2012). *De svenska miljömålen*. Hämtad från:
http://www.miljomal.se/Global/24_las_mer/broschyter/de-svenska-miljomalen.pdf
- Naturvårdsverket. (2008). *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark*. Hämtad från:
<https://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/Documents/publikationer/978-91-620-5823-4.pdf>
- Naturvårdsverket. (2008a). *Små avloppsanläggningar. Handbok till allmänna råd*. Handbok 2008:3, utgåva 1. Miljörättsavdelningen. ISBN 978-620-0153-7
- Naturvårdsverket. (2005). *Fosforförluster från mark till vatten*. Rapport 5507. ISBN 91-620-5507-0
- Naturvårdsverket. (2003). *Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. Rapport 5319. ISBN 91-620-5319-1
- NFS 2006:7. Naturvårdsverkets allmänna råd [till 2 och 26 kap. miljöbalken och 12-14 och 19 §§ förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd] om små avloppsanordningar för hushållsspillvatten; beslutade den 29 juni 2006. ISSN 1403-8234. Naturvårdsverkets författningssamling
- Rimkus, A. och Vaikasas, S. (2001). *Re-naturalisation of Canalised Brooks and Ditches in Lithuania*. Lithuanian Institute of Water Management. Ur: *River restoration in Europe – practical approaches*. Proceedings.
- SFS 2014:425. Förordning om bekämpningsmedel. Miljö- och energidepartementet.
- SFS 2000:577. Förordning om stöd för miljö- och landsbygdsutvecklingsåtgärder. Jordbruksdepartementet.

- SFS 1998:899. Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Miljö- och energidepartementet.
- SMHI (2015). Modellberäknad vattenföring och vattenkvalitet. Hämtat från: <http://vattenweb.smhi.se/>
- SMHI (2012) *Närsalter I Svenska hav*. Faktablad nr 55 – 2012
- Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100 (1999) 179±196.
- SNFS 1997:2. Statens naturvårdsverks föreskrifter om spridning av kemiska bekämpningsmedel. Statens naturvårdsverk.
- Statistiska centralbyrån. (2013). *Markanvändningen i Sverige*. Sjätte utgåvan. ISBN 978-91-618-1596-8
- Statistiska centralbyrån. (2010). *Folkmängd i riket, län och kommuner 31 december 2010 och befolkningsförändringar 2010*. Hämtad från: http://www.scb.se/sv_/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Befolkning/Befolkningens-sammansattning/Befolkningsstatistik/25788/25795/Aldre-helarsstatistik-tabeller-for-2005-2011/Folkmangd-i-riket-lan-och-kommuner-31-december-2010-och-befolkningsforandringar-2010/ 2015-04-28
- Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). *Kartvisaren* Tillgänglig: <http://www.sgu.se/produkter/kartor/kartvisaren/>
- Sveriges regering (2010). *Svenska miljömål – för ett effektivare miljöarbete*. Regeringens proposition 2009/10:155
- Svenska Miljöinstitutet (2012). *Beräkning av påverkan från enskilda avlopp och scenariobedömningar inom ett näringsämnesbelastat avrinningsområde – För region Halland*. Svenska Miljöinstitutet.
- Söderåsens miljöförbund. (2014). *Enskilda avlopp. Några vanliga lösningar*. Informationsblad. Tillgänglig: <http://www.soderasensmiljoforbund.se/files/Infoblad-enskilda-avlopp-naagra-vanliga-loesningar2.pdf> 2015-04-13
- Thews, B. & Jansson, E. (2014). *Revidering av Naturvårdsverkets föreskrifter om bekämpningsmedel*. [Power Point-presentation]. Stockholm: Naturvårdsverket. Hämtad från: <http://www.jordbruksverket.se/download/18.724b0a8b148f52338a35e55/1414671042220/Naturv%C3%A5rdsverket+och+nya+spridningsbest%C3%A4mmelser.pdf> 2015-05-14
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., Oscarsson, H. (2002). *Våtmarksboken. Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. Västervik: AB C O Ekblad & Co. ISBN 91-631-2737-7
- Townsend, C. R., Begon, M., Harper, J. L. (2008) *Essentials of ecology*. Oxford: Blackwell Publishing.

- Uusi-Kämppe, J., & Jauhiainen, L. (2010). Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137, 75-85. doi:10.1016/j.agee.2010.01.002
- Vattenmyndigheterna. (2009). *Avrinningsområde nr 102-Suseån*. Tillgänglig: <http://www.vattenmyndigheterna.se/sv/vasterhavet/deltagande-och-dialog/samrad-infor-storre-beslut/samrad-forvaltningscykeln-2009-2015> 2015-03-02
- Vägverket Region Väst. (1998). *Vägar och våtmarker. Ett ekologiskt inspirationsprojekt utefter nya E6 i Halland*. (Vägverket Region Väst, 405 33 Göteborg)
- Weisner, S., Strand, J., Svensson, J., Svengren, H., Ehde, P-M. (2008). *Våtmarker i jordbrukslandskapet som åtgärd mot övergödning: kväveretention och kostnadseffektivitet*. Halmstad: Högskolan i Halmstad, Våtmarkscentrum.
- Welch, E. B. (2009) *Should nitrogen be reduced to manage eutrophication if it is growth limiting? Evidence from Moses Lake, Lake and Reservoir Management*, 25:4, 401-409. doi: 10.1080/07438140903323757
- VattenInformationssystem Sverige (VISS). (2015). Tillgänglig: <http://www.viss.lansstyrelsen.se/> 2015-04-13
- Vattenmyndigheterna. (2015). Tillgänglig: <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/vasterhavet/Pages/default.aspx> 2015-04-12

Bilaga 1 – Analysresultat

Totalkväve (µg/l)									
Provpunkt	Tillfälle 1	Tillfälle 2	Tillfälle 3	Tillfälle 4	Tillfälle 5	Tillfälle 6	Tillfälle 7	Medel	Median
S1	1181	1270	1049	960	1089	1031	1777	1194	1089
S2	1294	1139	1191	924	780	1128	1964	1203	1139
S3	1467	1279	1202	1088	1217	1261	2339	1408	1261
S4	1822	1356	1465	1141	1668	1404	2531	1627	1465
K1	1222	1055	913	678	941	1039	905	965	941
K2	3625	4645	4541	4454	4499	4661	5483	4558	4541
K3	4759	4557	4505	4431	4432	4556	5294	4648	4556
B1	3206	3355	3122	3632	3588	3444	4704	3579	3444
B2	2883	3738	3374	3337	3393	3545	3117	3341	3374
B3	2823	3330	3119	3187	3009	3304	4332	3301	3187
Å1	3059	3672	3200	3016	3063	3724	5928	3666	3200
Å2	2716	4612	2246	4478	4480	5061	7258	4407	4480
Å3	4457	4699	4722	4521	3642	4507	6937	4784	4521

Nitrat/nitrit (µg/l)									
Provpunkt	Tillfälle 1	Tillfälle 2	Tillfälle 3	Tillfälle 4	Tillfälle 5	Tillfälle 6	Tillfälle 7	Medel	Median
S1	900	952	966	569	828	951	1340	929	951
S2	918	1016	1041	261	706	1022	1475	920	1016
S3	1111	1120	1137	934	943	1085	1784	1159	1111
S4	1393	1543	1277	1024	1014	1170	1938	1337	1277
K1	664	902	874	514	858	1032	765	801	858
K2	3156	5139	4354	3818	3862	4246	4802	4197	4246
K3	3985	4477	4272	3152	3883	4143	4702	4088	4143
B1	2547	3184	2274	1053	2529	2892	3621	2586	2547
B2	2339	3049	3174	2667	2722	3044	2366	2766	2722
B3	2311	3099	2888	2296	2549	2880	3497	2789	2880
Å1	2372	3233	2790	2011	2356	2525	3778	2724	2525
Å2	2177	4622	2137	2025	3744	4243	5755	3529	3744
Å3	3629	4507	4138	3599	3608	4083	5785	4193	4083

Totalfosfor (µg/l)									
Provpunkt	Tillfälle 1	Tillfälle 2	Tillfälle 3	Tillfälle 4	Tillfälle 5	Tillfälle 6	Tillfälle 7	Medel	Median
S1	30,639	25,265	8,465	14,425	14,016	14,86	39,424	21,013	14,860
S2	20,04	10,929	26,685	14,34	13,67	15,97	38,241	19,982	15,970
S3	25,303	13,154	15,372	24,212	17,147	16,551	53,126	23,552	17,147
S4	25,963	11,492	12,014	17,033	17,651	16,555	54,645	22,193	17,033
K1	16,015	8,481	7,124	12,319	12,578	13,815	14,485	12,117	12,578
K2	37,081	20,006	13,344	20,139	23,99	22,617	49,263	26,634	22,617
K3	37,049	17,395	13,845	21,083	20,025	17,725	43,752	24,411	20,025
B1	118,486	54,746	40,864	54,374	49,29	43,455	113,512	67,818	54,374
B2	31,806	77,278	15,302	25,109	26,296	34,969	44,601	36,480	31,806
B3	99,12	38,02	31,783	39,446	30,539	23,008	86,162	49,725	38,020
Å1	57,179	60,295	32,871	40,375	64,934	193,721	333,253	111,804	60,295
Å2	75,928	74,54	52,946	62,854	48,292	37,86	131,04	69,066	62,854
Å3	80,031	64,023	48,676	59,868	47,247	36,78	137,503	67,733	59,868

Fosfatfosfor (µg/l)									
Provpunkt	Tillfälle 1	Tillfälle 2	Tillfälle 3	Tillfälle 4	Tillfälle 5	Tillfälle 6	Tillfälle 7	Medel	Median
S1	13,326	8,967	12,781	12,152	11,580	9,798	14,433	11,862	12,152
S2	21,227	8,448	19,639	11,183	11,395	12,398	14,398	14,098	12,398
S3	9,138	9,508	13,267	12,342	11,141	10,105	17,357	11,837	11,141
S4	9,595	13,415	15,504	13,668	17,677	12,262	17,977	14,300	13,668
K1	8,776	8,190	12,778	11,594	11,324	10,763	8,166	10,227	10,763
K2	18,624	12,683	16,780	14,713	15,193	11,955	16,478	15,204	15,193
K3	15,740	14,592	15,730	14,830	15,777	12,478	14,321	14,781	14,830
B1	32,122	18,194	19,919	26,632	17,898	15,293	36,689	23,821	19,919
B2	16,767	14,668	20,538	18,470	15,601	14,160	16,769	16,710	16,767
B3	40,958	17,455	22,263	22,420	20,983	17,239	31,130	24,635	22,263
Å1	30,257	88,025	26,326	23,435	31,040	58,450	267,617	75,021	30,257
Å2	46,240	43,287	36,471	38,976	37,223	28,480	91,155	45,976	38,976
Å3	44,619	32,458	36,885	35,781	34,613	26,366	91,654	43,197	35,781

Bilaga 2 – Provpunkter



Provpunkt 1 i Käringasjöbäcken



Provpunkt 2 i Käringasjöbäcken.



Provpunkt 3 i Käringasjöbäcken.



Provpunkt 1 i Boarpsbäcken



Provpunkt 2 i Boarpsbäcken



Provpunkt 3 i Boarpsbäcken



Provpunkt 1 i Årstadbäcken



Provpunkt 2 i Årstadbäcken



Provpunkt 3 i Årstadbäcken.



Provpunkt 1 i Suseån



Provpunkt 2 i Suseån



Provpunkt 3 i Suseån



Provpunkt 4 i Suseån

Foton: Denise Nielsen

Bilaga 3 - Statement of contribution

Nedan följer en kort redogörelse för vem som författat de olika rubrikerna.

Förkortningar: D – Denise Nielsen

J – Julia Andersson

D & J – Denise Nielsen och Julia Andersson

Sammanfattning.....	D & J
Abstract.....	D
1. Introduktion	
1.1. Bakgrund till projektet.....	J
1.1.1. Suseån i Halland.....	D & J
1.2. Syfte.....	J
1.3. Avgränsning.....	J
2. Bakgrund	
2.1. Eutrofiering.....	D & J
2.1.1. Fosfor.....	D & J
2.1.2. Kväve.....	D & J
2.1.3. Läckage av näringsämnen från jordbruksmark.....	D & J
2.1.4. Läckage av näringsämnen från enskilda avlopp och urbana miljöer.....	J
2.1.5. Kväve och fosfors olika fallenhet för utlakning.....	J
2.2. Miljöarbete inom Sverige och Europeiska Unionen	
2.2.1. Miljömål.....	D & J
2.2.1.1 Generationsmålet.....	D
2.2.1.2 Miljökvalitetsmål.....	D & J
2.2.1.2.1. Ingen övergödning.....	D & J
2.2.2. EU:s ramdirektiv för vatten.....	J
2.2.3. Nitratdirektivet (91/676/EEG).....	D
3. Material och metod	
3.1. Litteratursök.....	D & J
3.2. Provtagningsmetoder.....	J
3.3. Provtagningsstillfällen.....	D & J
3.4. Provtagningspunkter.....	D & J
3.4.1. Beskrivning av provpunkter.....	D & J
3.5. Analysmetoder	
3.5.1. Konduktivitet, pH och temperatur.....	J
3.5.2. Suspenderat material.....	J
3.5.3. Totalkväve.....	J
3.5.4. Totalfosfor.....	J
3.5.5. Nitrat/nitrit.....	J
3.5.6. Fosfatfosfor.....	J
3.6. Databehandling.....	D & J
4. Resultat.....	D
4.1. pH.....	D
4.2. Suspenderat material.....	D
4.3. Konduktivitet.....	D
4.4. Nitrat/nitrit.....	D
4.5. Fosfatfosfor.....	D
4.6. Totalkväve.....	D
4.7. Totalfosfor.....	D
5. Analys av data	
5.1. Käringsjöbäcken.....	J

5.2. Boarpsbäcken.....	J
5.3. Årstadbäcken	J
5.4. Suseån	J
5.5. Bedömningsgrunder.....	J
6. Diskussion	
6.1. Åtgärder för minskat näringsläckage i jordbruksmark	J
6.2. Åtgärder för minskat näringsläckage från enskilda avloppsanläggningar.....	J
6.2.1. Enskilda avlopp i vattendragens delavrinningsområden.....	J
6.3. Felkällor.....	D
6.4. Etiska aspekter.....	D
6.5. Förslag till fortsatt arbete.....	D
7. Slutsatser	J

Julia Andersson

Denise Nielsen



Besöksadress: Kristian IV:s väg 3
Postadress: Box 823, 301 18 Halmstad
Telefon: 035-16 71 00
E-mail: registrator@hh.se
www.hh.se