



CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

ACEX101871 Klimatsäkra framtidens reningsverk: en analys av vattenflöden till och från Ryaverket

Kandidatarbete inom samhällsbyggnadsteknik

JOHAN CALGARO, LINDA GUNNARSSON,
LINNÉA JOHANSSON, LINN TRIEB, NILAS SPARRSTRÖM

FÖRORD

Denna analys är slutprodukten av ett kandidatarbete inom samhällsbyggnadsteknik på Chalmers Tekniska Högskola, givet av institutionen Arkitektur och Samhällsbyggnad med förslag från avdelningen Vatten Miljö Teknik (WET). Rapporten är skriven av fem teknologer, varav alla är studenter vid det femåriga civilingenjörsprogrammet inom samhällsbyggnadsteknik.

Författarna vill rikta ett stort tack till följande:

Ann Mattson, adjungerad professor på avdelningen WET på Chalmers och avdelningschef på Utveckling, Kvalitet och Miljö på Gryaab AB, för incitament till arbetet.

David I'Ons, utvecklingsingenjör på avdelningen Utveckling, Kvalitet och Miljö på Gryaab AB, för att ha gett oss ett lärorikt studiebesök på Ryaverket samt varit ett värdefullt bollplank vid bearbetning av processdata.

Oskar Modin, docent på avdelningen WET på Chalmers och kandidatarbetets handledare, för kontinuerlig handledning i ämnet och goda råd under arbetets gång.

Göteborg i maj 2018

”Avloppshjältarna ”

Klimatsäkra framtidens reningsverk: en analys av vattenflöden till och från Ryaverket
Kandidatarbete inom samhällsbyggnadsteknik

JOHAN CALGARO, LINDA GUNNARSSON,
LINNÉA JOHANSSON, LINN TRIEB, NILAS SPARRSTRÖM

©JOHAN CALGARO, LINDA GUNNARSSON, LINNÉA JOHANSSON, LINN TRIEB,
NILAS SPARRSTRÖM, 2018

Samtliga figurer är producerade av författarna själva om inget annat anges.

Kandidatarbete VT 2018
Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik
Avdelning för Vatten Miljö Teknik
Chalmers Tekniska Högskola
SE-412 96 Göteborg
Telefon: 031-772 10 00

SAMMANDRAG

Göteborg är en stad som växer, både i befolkningsmängd och till yta, och nederbörden som redan drabbar staden förväntas bli allt högre till följd av klimatförändringar. Mycket talar för att en tätare stad främst ska växa fram genom att ta vara på den redan bebyggda miljön och infrastruktur som finns, men att en vidare exploatering av stadens knutpunktsområden är nödvändig. Byggnation av nya bostäder, verksamhetslokaler och infrastruktur innebär en allt större andel hårdlagda ytor vilket gör att ytavrinningen, i kombination med fler göteborgare, kommer orsaka högre flöden till stadens avloppsvattenreningsverk Ryaverket.

År 1997 publicerades rapporten “Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem” där en stor del av arbetet gick ut på att ta fram en metod för att utvärdera avloppsreningsverkens utspädningskänslighet, det vill säga hur den inkommande flödesmängden till verket korrelerar med de utsläppta föroreningsmängderna. Det övergripande syftet med denna analys är att applicera och utveckla metoden från 1997 för att undersöka hur utspädningskänsligheten och reningseffektiviteten för de lagkravsreglerade föroreningarna totalfosfor, totalkväve och BOD₇, samt ett antal metaller och i vissa fall COD, påverkas av storleken på det inkommande flödet till Ryaverket.

Processdata från verket från de senaste tjugo åren har analyserats och använts för att utarbeta diagram, i enhet med diagrammen som presenteras i rapporten från 1997, som visar hur storleken på det inkommande flödet påverkar halten av utgående föroreningsämnen och inkommande metaller. Andra faktorer som investeringar i reningsteknik och vattentemperatur har också analyserats.

Analysen visar att ett högre inkommande flöde till Ryaverket bidrar till sämre reningseffektivitet med större utgående föroreningsmängder som följd. En flödesökning på 1 m³/s tillskottsvatten resulterar i ett ökat utsläpp av 240–480 kg fosfor, 59 620–88 437 kg kväve och 9 395–13 571 kg BOD₇ per år. Detta innebär att en förnyelse av stadens avloppsledningsnät är nödvändig för att kunna hantera framtidens ökade nederbörd. Utöver parametern inkommande flöde har även vattentemperaturen en betydande roll då de biologiska nedbrytningsprocesserna är som mest effektiva vid högre temperaturer. Analysen visar även att varje nyinvestering i verket har medfört stora positiva effekter på reningen. Vidare kommer analysen fram till att tillskottsvattnet, det vill säga dagvatten som rinner in i avloppsledningarna, innehåller en del metaller och svårnedbrytbara organiska ämnen. Detta kan påverka kvaliteten på slammet som genereras under reningsprocesserna samt försämra förutsättningarna för en eventuell implementering av reningsteknik med avseende på läkemedelsrester och hormoner.

Nyckelord: Avloppsreningsverk, ökad nederbörd, utspädningskänslighet, reningseffektivitet, tillskottsvatten

Climate-proof future wastewater treatment plants: an analysis of water flows to and from Rya WWTP

Bachelor's thesis within Civil Engineering

JOHAN CALGARO, LINDA GUNNARSSON,
LINNÉA JOHANSSON, LINN TRIEB, NILAS SPARRSTRÖM

©JOHAN CALGARO, LINDA GUNNARSSON, LINNÉA JOHANSSON, LINN TRIEB,
NILAS SPARRSTRÖM, 2018

All figures are produced by the authors unless something else is mentioned.

Bachelor's thesis Spring 2018
Department of Architecture and Civil Engineering
Division of Water Environment Technology
Chalmers University of Technology
SE-412 96 Gothenburg
Phone: +46(0)31-772 10 00

ABSTRACT

Gothenburg is a growing city, both in population as well to the surface, and the precipitation that is already affecting the city is expected to be increasing because of climate change. Much speaks for a future denser city to emerge, mainly by taking advantage of the already built environment and infrastructure but that further development of the city's hubs and centers are necessary. Construction of new residential areas, business premises and infrastructure speak for an increasing proportion of impervious surfaces, which means that the run off, combined with more citizens, will cause higher inflows to the city's sewage treatment plant Rya WWTP.

In 1997, the report "Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem" was published, where a major part of the study was to develop a method for evaluating the dilution sensitivity of the treatment plant, that is, how the incoming flow to the plant correlates with the emissions of pollutants. The overall purpose of this analysis is to apply and develop the method from 1997 to examine how the dilution sensitivity and treatment efficiency of the regulated pollutants total phosphorus, total nitrogen and BOD₇, a few metals and in some cases COD, are influenced by the size of the incoming wastewater to Rya WWTP.

Process data from the treatment plant from the last twenty years have been analyzed and used to draw charts, correlated with the presented diagrams in the report from 1997, that show how the size of the incoming flow affects the amount of outgoing pollutants and incoming metals. Other factors such as investments in treatment technology and water temperature have also been considered.

The analysis shows that a higher incoming flow to the treatment plant contributes to reduced efficiency of treatment, resulting in higher amounts of outgoing pollutants. A 1 m³/s stormwater increase results in a greater amount of 240–480 kg phosphorus, 59 620–88 437 kg nitrogen and 9 395–13 571 kg BOD₇ per year. This means that renewal of the city's sewage grid is necessary in order to control the higher precipitation of the future. In addition to the incoming flow parameter, the water temperature also plays an important role as the biodegradation processes are as most effective at high temperatures. The analysis also reveals that each new investment in the plant has had a positive effect on the treatment. Furthermore, stormwater, that is water transported in sewers, contains metals and slow biodegradable organic substances, which may affect the quality of the sewage sludge generated during the treatment and deteriorate the prerequisites for the implementation of advance treatment technology regarding residues of drugs and hormones.

Keywords: Wastewater treatment plant, increased precipitation, dilution sensitivity, treatment efficiency, stormwater

NOMENKLATUR

Aeroba förhållanden – Förhållanden varvid syre finns tillgängligt.

Anaeroba förhållanden – Förhållanden varvid syre inte finns tillgängligt.

Anoxiska förhållanden – Förhållanden varvid syre inte finns tillgängligt, däremot finns nitrat tillgängligt.

Avloppsvatten – Vatten som leds från fastigheter och infrastruktur i avloppsvattennätet. Utgörs således av spillvatten och tillskottsvatten.

Biologisk rening – Reningssteg i avloppsreningsverket där bakterier bryter ner organiskt material och omvandlar kväve till kvävgas. Exempel är aktivslamprocessen.

BOD_x – *Biological Oxygen Demand*. Mått på koncentrationen syre som krävs för att biologiskt bryta ner nedbrytbar organisk substans, ger således en indikation på mängden organiskt innehåll i avloppsvattnet. Index X står för antalet dagar mängden syre förbrukas på. Vanligtvis görs mätningar över 7 dagar, därav BOD₇.

Bräddning – Systemfunktion varvid orenat eller delvis renat avloppsvatten i ledningsnätet släpps ut direkt till recipienten.

COD – *Chemical Oxygen Demand*. Mått på koncentrationen syre som krävs för att kemiskt bryta ner nedbrytbar organisk substans, ger således en indikation på mängden organiskt innehåll i avloppsvattnet.

Dagvatten – Regn- och smältvatten som rinner av hårdgjorda ytor eller mark.

Denitrifikation – Reningsprocess där nitrat omvandlas till kvävgas under anoxiska förhållanden.

Determinationskoefficient, R² – Anger hur stor del av variationerna i den beroende variabeln på y-axeln som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln på x-axeln. Om determinationskoefficienten är 0,93 innebär det alltså att 93 % av variationerna i y går att förklaras av ändringar i x.

Fosfor – Näringsämne som är nödvändig hos alla levande organismer. Finns bland annat i urin och avföring och kan vid höga koncentrationer bidra till övergödning om det släpps ut till recipienten. Fosfor i avloppsvatten förekommer främst bundet till fasta partiklar.

Heterotrofer – Mikroorganismer som konsumerar organiska ämnen som energikälla.

Industriellt avloppsvatten – Avloppsvatten från industrier. Kan innehålla många olika föroreningar beroende på typ av industri. Renas ofta hos verksamheten innan det rinner vidare till avloppsreningsverket för slutlig rening.

Inläckage – Vatten som rinner in i ledningsnätet genom otätheter och eventuella felkopplingar.

Kemisk rening – Reningssteg i avloppsreningsverket där kemikalier tillsätts i avloppsvattnet för att föroreningar och partiklar lättare ska sedimentera och sedan avlägsnas från vattnet i form av slam. Exempel är direktfällning.

Kombinerat avlopssystem – Avloppsnätssystem där spillvatten och tillskottsvatten leds i gemensamma ledningar till avloppsreningsverket.

Kommunalt avloppsvatten – Gemensam benämning på spillvatten och industriellt avloppsvatten.

Konfidensintervall – Intervall som med bestämd säkerhet, ofta 95 %, innefattar det sanna värdet av exempelvis en trend, medelvärde eller andel. Intervallet anges med en övre och nedre gräns som, om konfidensgraden är 95 %, berättar att det sanna värdet med 95 % sannolikhet ligger inom intervallet.

Kväve – Näringsämne som är nödvändig hos alla levande organismer. Finns bland annat i urin och avföring och kan vid höga koncentrationer bidra till övergödning om det släpps ut till recipienten. Kväve i avloppsvatten förekommer främst i form av ammonium.

Ledningsnät – Rör som leder avloppsvattnet till avloppsreningsverket.

Mekanisk rening – Reningssteg i avloppsreningsverket varvid maskiner och mekaniska processer avlägsnar grovt material och partiklar från avloppsvattnet. Exempel är rensgaller och sandfång.

Nitrifikation – Reningsprocess där ammoniak omvandlas till nitrat under aeroba förhållanden.

Organiskt material – Organismer innehållande kol med oxidationstal lägre än fyra. Är starkt syretärande vilket innebär att stora mängder syre konsumeras vid nedbrytning.

Personekvivalent – Mått som används för att uppskatta industrier och kommersiella verksamheters påverkan av föroreningar i avloppsvatten. Ges av total mängd tillförd BOD₇ från verksamheten dividerat med 70 gBOD₇/person och dygn.

Recipient – Vattendrag, hav eller sjö som tar emot renat avloppsvatten.

Sedimentering – Fasta partiklar som är tyngre än vatten sjunker till botten och bildar slam.

Separat avlopssystem – Avloppsnätssystem där spillvatten och tillskottsvatten leds i separata ledningar. Spillvatten leds till avloppsreningsverket, men tillskottsvatten leds vanligen direkt ut till recipienten.

Slam – Biprodukt som genereras i samtliga reningssteg i avloppsreningsverket. Användningsområdet varierar med slammets sammansättning och innehåll. Exempel på användningsområden är gödsel och anläggningsjord.

Spillvatten – Toalett-, dusch-, tvätt- och diskvatten från hushåll och kommersiella verksamheter.

Tillskottsvatten – Vatten som rinner in i ledningsnätet som antingen dagvatten eller läckage. Majoriteten av tillskottsvatten är dagvatten.

FÖRKORTNINGAR

Grundämnen

Cd – kadmium

Cr – krom

Cu – koppar

Hg – kvicksilver

N – kväve

Ni – nickel

P – fosfor

Pb – bly

Zn – zink

Kemiska föreningar

CO₂ – koldioxid

H⁺ – vätejon

H₂O – vatten

N₂ – kvävgas

NH₄⁺ – ammonium

NO₂⁻ – nitrit

NO₃⁻ – nitrat

O₂ – syre

OH⁻ – hydroxid jon

INNEHÅLL

1. INLEDNING	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte	3
1.3 Problembeskrivning.....	4
1.4 Avgränsning	4
2. TEORI	5
2.1 Vikten av sanitära system och anläggningar	5
2.2 Beskrivning av avloppsvatten och ledningssystem	6
2.3 Beskrivning av avloppsvattenrening i Ryaverket.....	9
2.3.1 Primär rening	10
2.3.2 Sekundär rening.....	11
2.3.3 Tertiärrening.....	14
2.3.4 Slamhantering.....	14
2.4 Systemfunktioner för höga flöden	15
2.4.1 Bräddning	15
2.4.2 Direktfällning	15
3. METOD.....	16
3.1 Bearbetning av data	16
3.1.1 Felkällor i data	18
3.2 Flödes- och varaktighetsdiagram.....	18
3.3 Inkommande föroreningar	19
3.4 Utspädningskänslighet.....	20
3.4.1 Diagram för dygnsmedelvärde respektive veckomedelvärde	20
3.4.2 Diagram för perioden 1998–2017	21
3.4.3 Diagram för åren 1998–2000 och 2015–2017	21
3.4.4 Diagram beroende av ombyggnationer.....	21
3.4.5 Diagram för sommar och vinter	21
3.4.6 Diagram med hänsyn till bräddning på ledningsnätet	22
3.5 Reningseffektivitet	22
3.5.1 Diagram för perioden 1998–2017 och år 2017.....	22
3.5.2 Diagram beroende av temperatur	23
3.5.3 Diagram beroende av flöde och säsong.....	23
3.6 Metaller	24
4. RESULTAT.....	25
4.1 Flödes- och varaktighetsdiagram.....	25

4.2 Inkommande föroreningar	29
4.3 Utspädningskänslighet.....	33
4.3.1 Diagram för dygnsmedelvärde respektive veckomedelvärde.....	33
4.3.2 Diagram för perioden 1998–2017	36
4.3.3 Diagram för åren 1998–2000 och 2015–2017	38
4.3.4 Diagram beroende av ombyggnationer.....	43
4.3.5 Diagram för sommar och vinter	45
4.3.6 Diagram med hänsyn till bräddning på ledningsnätet	47
4.4 Reningseffektivitet	48
4.4.1 Diagram för perioden 1998–2017 och år 2017.....	49
4.4.2 Diagram beroende av temperatur	50
4.4.3 Diagram beroende av flöde och säsong.....	55
4.5 Metaller	56
5. DISKUSSION	60
5.1 Flödes- och varaktighetsdiagram.....	60
5.2 Inkommande föroreningar	60
5.3 Utspädningskänslighet.....	61
5.4 Reningseffektivitet	64
5.5 Metaller	65
6. SLUTSATS	67
REFERENSER.....	68
BILAGOR	71
Bilaga 1.	71
Bilaga 2.	72
Bilaga 3.	74
Bilaga 4.	84
Bilaga 5.	94

1. INLEDNING

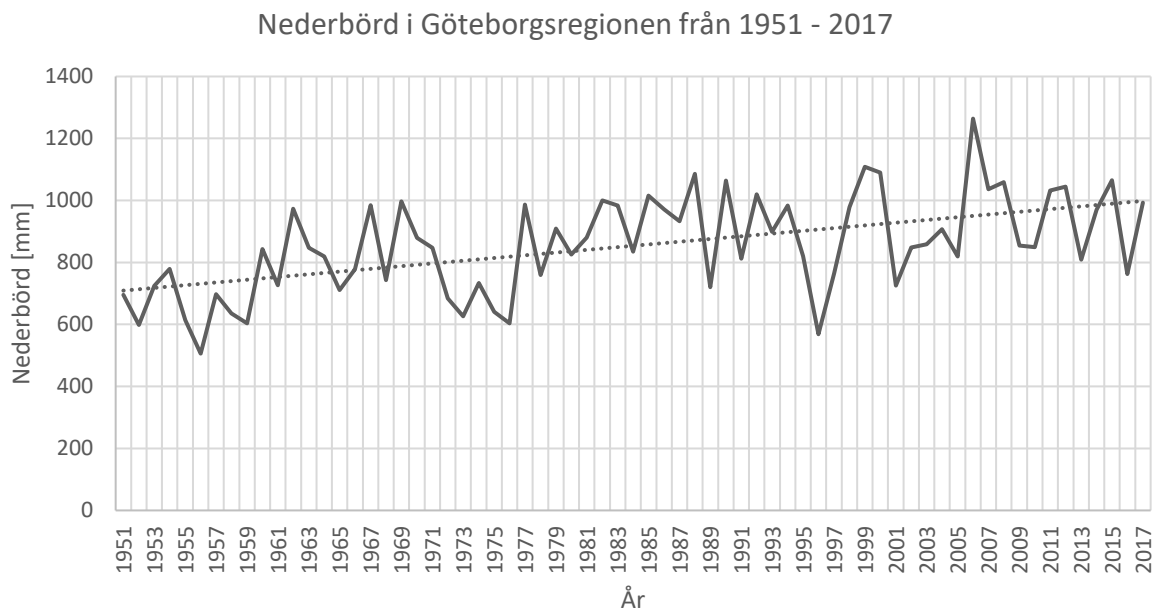
Klimatförändringar är en av vår tids största utmaningar och mänsklig aktivitet bedöms vara den största bidragande faktorn till de ökade koldioxidhalterna i atmosfären (UNFCCC, 2018). Med Parisavtalet (United Nations, 2015) kraftsamlar 194 nationer för att minska dessa utsläpp, så att jordens medeltemperatur inte ska stiga med mer än 1,5°C. Detta i ett försök att minska risken för att hoten från klimatförändringar, i form av bland annat översvämningar, tropiska stormar och extrema temperaturer, ska eskalera i samhället.

Den hydrologiska cykeln är ett av de viktigaste kretsloppen och är starkt kopplad till rådande väderförhållanden. Vatten av god kvalitet är livsnödvändigt för människan och många andra levande organismer, därför är det centralt att ha kunskap om hur detta kretslopp varierar för att kunna skapa en framtida resistens. Denna analys avser att fungera som ett bidrag till kunskapsbanken, genom att studera hur föroreningshalterna i avloppsvatten till Ryaverket i Göteborg påverkas av högre flöden.

1.1 Bakgrund

Svenska städer utsätts årligen för stora mängder nederbörd och i kombination med ökad urbanisering och ett förändrat klimat förväntas översvämningsproblematiken bli allt mer omfattande (Föreningen Sveriges Stadsbyggare, Svensk Försäkring, & Svenskt Vatten, 2017). I framtiden bedöms detta i synnerhet inträffa i de områden som i nuläget redan är utsatta men nya problemområden kan uppstå. Branschorganisationerna Föreningen Sveriges Stadsbyggare, Svensk Försäkring och Svenskt Vatten uppmanar därför Sveriges kommuner att se över skyfallshanteringen för att säkerhetsställa tillförlitlighet och funktionalitet av infrastruktur och privata fastigheter då *"[...] förebyggande åtgärder är alltid mest kostnadseffektiva"*.

I dokumentet "Strategi för utbyggnadsplanering Göteborg 2035" redogör Fastighetskontoret och Stadsbyggnadskontoret för hur urbanisering, i samråd med stadens översiktsplan, ska ske för att ackommodera 150 000 nya göteborgare som väntas fram till 2035 (Göteborgs Stad, 2014). Strategin talar för att en tätare stad främst ska växa fram genom att ta vara på redan bebyggd miljö och den infrastruktur som finns, men att en vidare exploatering av stadens knutpunktsområden är nödvändig. Byggnation av nya bostäder, verksamhetslokaler och infrastruktur innebär däremot en allt större andel hårdlagda ytor i staden, som förhindrar den naturliga infiltrationen av nederbörd ner i marken. Sveriges Metrologiska och Hydrologiska Institut, SMHI, har som expertmyndighet insamlat data för nederbörd i Göteborgsregionen och årsmedelnederbörden för åren 1951–2017 går att skåda i diagrammet nedan, se Figur 1.



Figur 1. Diagram över årsmedelnederbörd i Göteborgsregionen för åren 1951–2017. Omarbetat med tillhandahållen data (SMHI, 2018b).

I diagrammet visar trendlinjen en tydlig ökning av nederbörd över tid. Framtidens Göteborg kommer alltså behöva hantera en betydligt större mängd nederbörd. Detta, tillsammans med den ökande vattenkonsumtionen från fler anslutna kommuninvånare inom Göteborg och angränsade kommuner, kommer leda till allt större vattenvolymer, vilket ställer krav på samhällets avloppsvattenledningssystem.

I äldre städer, som Göteborg, består avloppsledningssystemet ofta av både kombinerade och separerade ledningssystem (Nathanson, 1997b). I de kombinerade ledningarna rinner spillvatten från hushåll, verksamheter och industrier i samma ledning som tillskottsvatten, vilket är nederbörd som runnit av hårdlagda ytor och infrastruktur. I ett separat system rinner spillvatten och tillskottsvatten däremot i enskilda ledningar, och tillskottsvattnet rinner vanligen direkt ut till recipienten, det vill säga mottagande vatten. Avloppsvattnet från kombinerade och separerade spillvattenledningar leds till avloppsreningsverket Ryaverket på Hisingen. Reningsprocesserna i verket är dimensionerade efter parametrarna inkommande flöde och koncentrationen föroreningar i vattnet, vilket indirekt innebär att det föränderliga klimatet kan komma att påverka reningseffektiviteten. Med en högre nederbördsintensitet finns risk att processernas verkningsgrad minskar och att renat avloppsvatten som inte uppfyller satta gränsvärden på föroreningar som fosfor, kväve eller BOD₇ släpps ut. Ryaverket och dess anslutna kommuner står därmed inför en stor utmaning gällande hur de ska hantera de nya, högre flödena.

År 1997 publicerades rapporten “Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem” vars syfte var att beskriva och jämföra olika åtgärder, i ledningsnät såväl som reningsverk, med avseende på flöde, ekonomi och reduktion av utsläppta föroreningar (Bäckman, Hellström,

Jaryd, & Jonsson, 1997). I projektet som låg till grund för rapporten deltog ett flertal svenska avloppsreningsverk, varav Ryaverket var ett av dem. En stor del av projektet gick ut på att ta fram en metod för att utvärdera avloppsreningsverkens utspädningskänslighet, det vill säga hur den inkommande flödesmängden till verket korrelerar med de utsläppta föroreningsmängderna. För att beskriva reningsverkens kapacitet vid olika flödesscenario togs diagram, som visar förhållandet mellan utsläppt föroreningshalt, kg/dygn, och inkommande vattenflöde, m³/s, fram. Dessa diagram visualiserar hur stora flöden reningsverket kan behandla utan att de utgående halterna överskrider gällande gränsvärden. För att få en förståelse för under hur lång tid en viss mängd släpps ut måste diagrammen kombineras med varaktighetsdiagram som visar hur ofta ett visst flöde inträffar under ett år. För Ryaverket, som vid projekttillfället byggdes ut för att klara nya krav på kväverening, gjordes dessa diagram med avseende på föroreningsarna totalfosfor och BOD₇ baserat på processdata från 1991–1993. Bäckman m.fl. påpekar att det kan förekomma osäkerheter i utarbetandet av diagrammen, bland annat på grund av brister i processdata, och att en vidareutveckling av metoden därför bör göras. Detta framför allt i fråga om att underlätta bearbetningen av stora datamängder och framtagandet av diagram. Bristerna i data kan, enligt författarna, bero på ett flertal olika faktorer, som exempelvis att mätningarna inte var tillräckligt frekventa, kraftiga flödestoppar som orsakat störningar i verkets processer under en längre tidsperiod eller svårigheten av att kunna särskilja dygn då bräddning inträffat.

Med anledning av den förväntade befolkningsökningen och de tidigare nämnda klimatförändringarna, som förutspås ge högre framtida flöden, är det därför av intresse att, med hjälp av nya diagram, analysera dagens flödessituation och hur den påverkar de utgående föroreningshalterna från Ryaverket. Då processdata idag insamlas allt mer frekvent finns det möjlighet att utnyttja detta för att erhålla ett mer tillförlitligt resultat. Därtill finns det dessutom underlag för att ta fram diagram för kvävereningens effektivitet beroende av flödet, då detta reningssteg nu implementerats i reningsprocessen under de senaste tjugo åren. Då Ryaverket för mätningar över ingående och utgående halter för metallerna bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink kan det vara tänkvärt att även ta fram liknande diagram för dessa.

1.2 Syfte

Det övergripande syftet med rapporten är att undersöka hur utspädningskänsligheten och reningseffektiviteten för de lagkravsreglerade föroreningsarna totalfosfor, totalkväve och BOD₇, samt ett antal metaller och i vissa fall COD, påverkas av storleken på det inkommande flödet till Ryaverket.

1.3 Problembeskrivning

Rapporten syftar till att besvara följande frågeställningar:

1. Är dygnsmedelvärden mer representativt än veckomedelflöden vid utformning av diagram för exempelvis utspädningskänslighet?
2. Hur påverkar storleken på det inkommande flödet halten av aktuella föroreningsämnen i utgående flöden från Ryaverket?
3. Hur påverkar storleken på det inkommande flödet halten av aktuella metaller i inkommande flöden från Ryaverket?
4. Hur har utgående föroreningshalt av aktuella föroreningar förändrats med varje ut- eller ombyggnation av Ryaverket?
5. Hur påverkar vattentemperaturen halten av aktuella föroreningsämnen i utgående flöden från Ryaverket?

1.4 Avgränsning

Denna analys avser att behandla Ryaverket som en svart låda med in- och utsignaler i form av inkommande och utgående flöden av avloppsvatten. Analysen syftar alltså inte till att identifiera och utvärdera enskilda processer inom verket med avseende på flödet. Termen avloppsvatten avser här den sammanlagda volymen kommunalt avloppsvatten från hushåll och verksamheter respektive industrier.

Avgränsning i processdata har gjorts till åren 1998–2017, då arbetets fokus är att analysera flödessituationen efter att rapporten "Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem" publicerades.

Då föroreningshalten av metaller är kopplad till avloppsverkets biprodukt slam kommer dess behandling att beskrivas, däremot i sin korthet. Detta för att en vidare analys av dessa processer anses ligga utanför denna rapportens omfattning. Därtill kommer föroreningshalten från metallerna bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink att studeras, då dessa bedöms ha störst påverkan på slammets framtida bruksområde i och med att certifieringskrav på maximal halt förekommer.

Processdata för utgående halter av metaller har klassats som opålitliga för den studerade perioden och således kommer endast koncentrationer av ingående metallhalter att användas för utarbetning av diagram. Detta baserat på muntlig kommunikation med David l'Ons.

2. TEORI

Kapitlet inleds med en kort beskrivning av historik och värdet av fungerande avloppsvattensystem i det moderna samhället. Sedan följer en mer utförlig beskrivning av avloppsvattenreningen på Ryaverket, detta för att läsaren ska få en förståelse för de ingående reningsprocesserna. Till sist redogörs några problem relaterat till ökade inflöden i reningsverken.

2.1 Vikten av sanitära system och anläggningar

Vikten av god dricksvattenkvalitet har sedan länge varit känd, men det var inte förrän i de första industrialiserade städerna som människan förstod relevansen av sanitära system och anläggningar (Lofrano & Brown, 2010). Under mitten på 1800-talet trodde man att dålig luft, eller *mal aria*, från illaluktande, förmultnande organiskt material var orsaken till många åkommor som kolera, tyfus, trakom etcetera. (Aiello, Larson, & Sedlak, 2008). På landet dränerades därför våtmarker och åkrar, vilket resulterade i mindre populationer av mygg och skadedjur och därmed minskade antalet sjukdomsfall. I de trångbebodda städerna ökade däremot antalet fall av kolera. Under 1800-talet uppstod totalt tre pandemier, vilket orsakade miljontals dödsfall världen över, bland annat i Indien, på ön Java och i städerna Moskva och St. Petersburg samt i industriella revolutionens nav London (Blake, 1994). Sanitära pionjärer som John Snow och William Budd kartlade smittoutbrotten och lyckades därmed visa att kolera och tyfus spreds via förorenade vattenkällor (Aiello m.fl., 2008). Detta underlättade för sociala reformatorer att verka för politisk förändring gällande hygien och sanitet. I slutet av århundrandet upprättades därmed ett flertal hälsolagar i Storbritannien och ingenjören Sir Joseph William Bazalgette fick klartecken om att påbörja konstruktionen av Londons nya avloppsvattensystem (Mann, 2016). Systemet resulterade i ytterligare 130 km avlopp och kloaker bestående av betong och 318 miljoner tegelstenar, vilket klarade av att hantera en befolkningstillväxt i staden på 50 % utan något nytt utbrott i de anslutna områdena. Detta påvisade det faktum att avloppsvattenhantering har betydande inverkan på folkhälsan i historien såväl som idag (Lofrano & Brown, 2010).

En annan aspekt till varför avloppsvattenhantering är av stor vikt är att utsläpp av orenat avloppsvatten orsakar skador i miljön. Avloppsvatten innehåller ett flertal olika typer av föroreningar med ursprung från jord- och skogsbruket, industrin, kommersiella verksamheter och de privata hushållen (Nathanson, 1997a). Beroende på ursprungsområdet innehåller avloppsvattnet varierande mängder av respektive förorening som påverkar miljön negativt på diverse sätt.

Från jord- och skogsbruket urlakas främst näringsämnena kväve och fosfor, som båda är livsnödvändiga ämnen för många organismer men som, i för stora koncentrationer, bidrar till övergödning i den marina miljön (Gröndahl & Svanström, 2010b). Detta genom att produktionen av fytoplankton ökar drastiskt och en algblomning uppstår. När dessa alger sedan faller till botten förbrukas syre vid den aeroba nedbrytningen, vilket kan leda till att vattenlevande arter på botten dör av syrebrist. Den ökande mängden alger kan även orsaka att förhållandet mellan olika organismer förändras (Rönnberg & Bonsdorff, 2004). De arter som

livnär sig på alger blir till exempel mer konkurrenskraftiga och kan därför ta över ett större område. Ett annat exempel är att gröna alger som snabbt växer i en kväverik miljö orsakar sämre ljusförhållanden för de mer djupväxande blåstång och bandtång som får det allt svårare att överleva. Avloppsvatten från hushåll innehåller även stora mängder fosfor och kväve, då det förekommer i urin och avföring (Pradhan, Mikola, & Vahala, 2017). Detta vatten har även ett rikt organiskt innehåll, vilket är syretärande. Det betyder att syre konsumeras när de organiska ämnena bryts ner (Naturvårdsverket, 2013). Ett mått på hur mycket syre som krävs för att mikroorganismer biokemiskt ska bryta ner dessa organiska ämnen är BOD_x (Tchobanoglous, Stensel, Tsuchihashi, & Burton, 2014a). I avloppsreningsverken mäter man BOD_x -värden i utgående avloppsvatten för att uppskatta en ungefärlig syrekonsumtion och få en uppfattning om mängden organiskt innehåll i vattnet. Detta då det är av oerhört stor vikt att avloppsvatten renas från organiska ämnen innan det släpps ut i mottagande vatten, för att undvika syrebrist.

Även metaller urlakas från jordbruket (Gröndahl & Svanström, 2010a), men större delen av koncentrationerna, framför allt från bly, koppar och zink, kommer från det vatten som runnit över infrastruktur eller genom korrosionsdrabbade ledningsnät (Walker, Mcnutt, & Mash, 1999). Följderna av ökade metallkoncentrationer varierar med typen av metall, men vanliga konsekvenser hos människan är illamående, förlorad aptit, pigmentförändringar, värk i muskler och skelett, och i värsta fall skador på organ eller cancer (Järup & Åkesson, 2009; Mohan & Pittman, 2007; Nagajyoti, Lee, & Sreekanth, 2010).

Under det senaste årtiondet har förekomsten och effekten av läkemedelsrester och hormoner (Carballa m.fl., 2004; Fent, Weston, & Caminada, 2006), men även andra mikroföroreningar som personligvårdsprodukter och pesticider (Luo m.fl., 2014), i utgående vatten och avloppsslam diskuterats. Idag finns inga krav på maximala halter men skulle detta ändras kan reningsverken även få krav på utgående koncentrationer med avseende på COD (Naturvårdsverket, 2017). COD är, likt BOD_x , ett mått på organiskt innehåll i avloppsvattnet men ger ett mer exakt värde på syrebehovet, då det även tar hänsyn till svårnedbrytbara organiska ämnen och substanser som inte kan brytas ner med hjälp av mikroorganismer (Scholz, 2006).

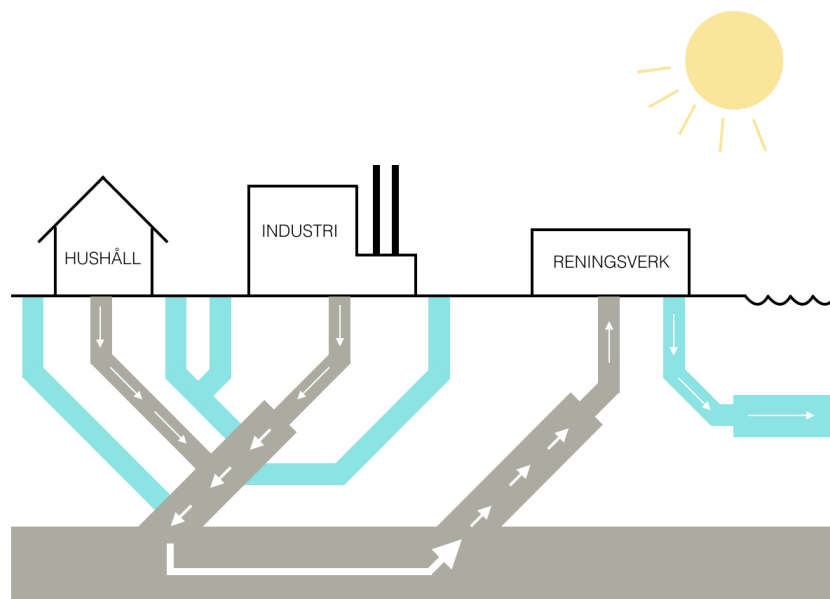
2.2 Beskrivning av avloppsvatten och ledningssystem

Kategoriseringen av dagens avloppsvatten och system med tillhörande definition varierar i litteraturen (Bäckman m.fl., 1997; Nathanson, 1997b; Sonune & Ghate, 2004; Tchobanoglous, Stensel, Tsuchihashi, & Burton, 2014b) och det är därmed svårt att karakterisera ett visst vatten i den urbana vattencykeln. I den här analysen kommer följande begrepp och definitioner att användas:

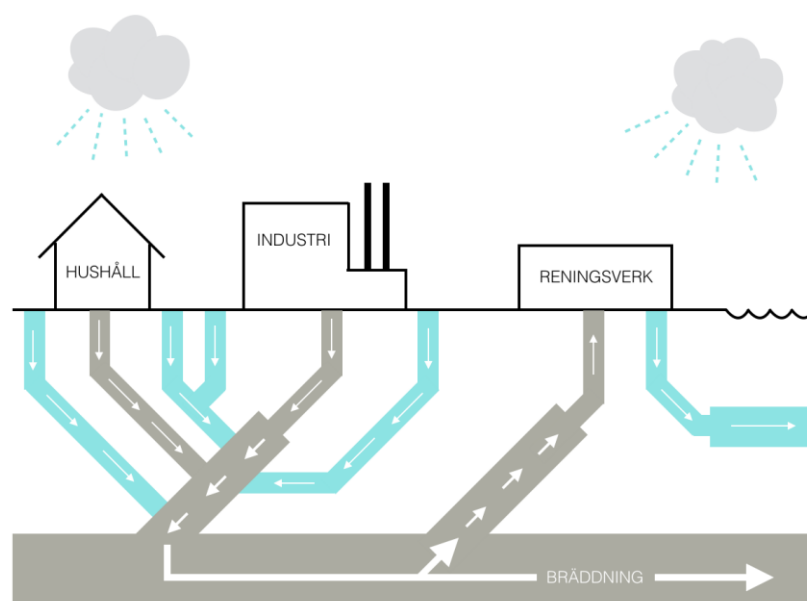
Spillvatten är det vatten som kommer från hushåll och kommersiella fastigheter. Det infattar vatten från toalett, dusch, disk och tvätt, vilket medför ett rikt organiskt innehåll. Industriellt avloppsvatten är vatten som kommer från närliggande verksamheter och dess innehåll varierar med produktionen. Detta vatten är kraftigt förorenat och renas således ofta hos verksamheten innan det rinner vidare till avloppsreningsverket för slutlig rening. Spill- och industriellt

avloppsvatten kallas gemensamt för kommunalt avloppsvatten. Tillskottsvatten är ytterligare en typ av avloppsvatten som rinner in i ledningsnätet som antingen inläckage eller dagvatten. Inläckage sker genom otätheter som exempelvis skarvar och sprickor. Majoriteten av tillskottsvatten utgörs av dagvatten, vilket är nederbörd i form av regn och snö som runnit av infrastruktur och dränerande ytor.

Som nämnts i avsnitt 1.1 kallas de ledningsnät som gemensamt transporterar samtliga nämnda typer av avloppsvatten till avloppsreningsverket för kombinerat system (Nathanson, 1997b), se Figur 2 och 3. Det här systemet tillhör den äldre generationen avloppsnät som består av ledningar och tunnlar med stor diameter för att kunna hantera stora flöden. Dessa flöden uppstår huvudsakligen under perioder med rik nederbörd eller smältande snö, då mängden tillskottsvatten ökar markant.

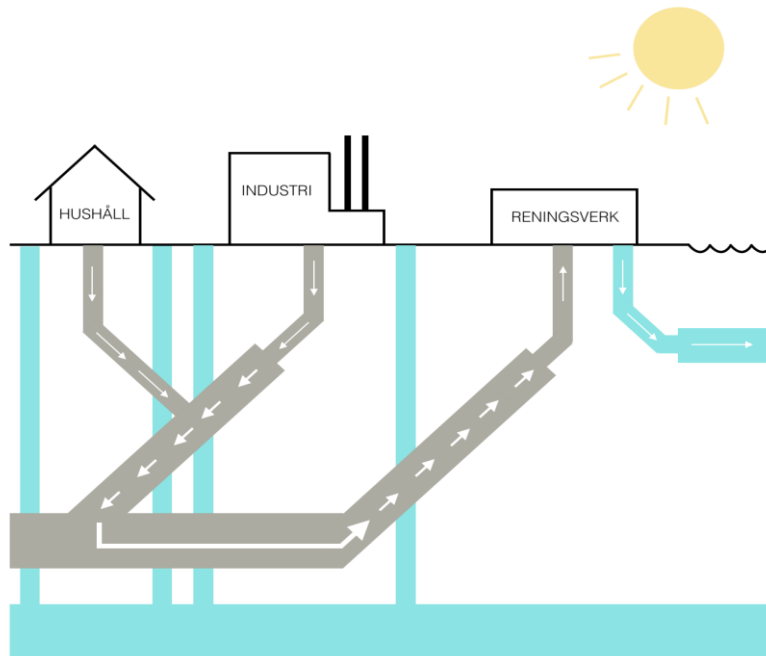


Figur 2. Kombinerat system vid torrt väder.

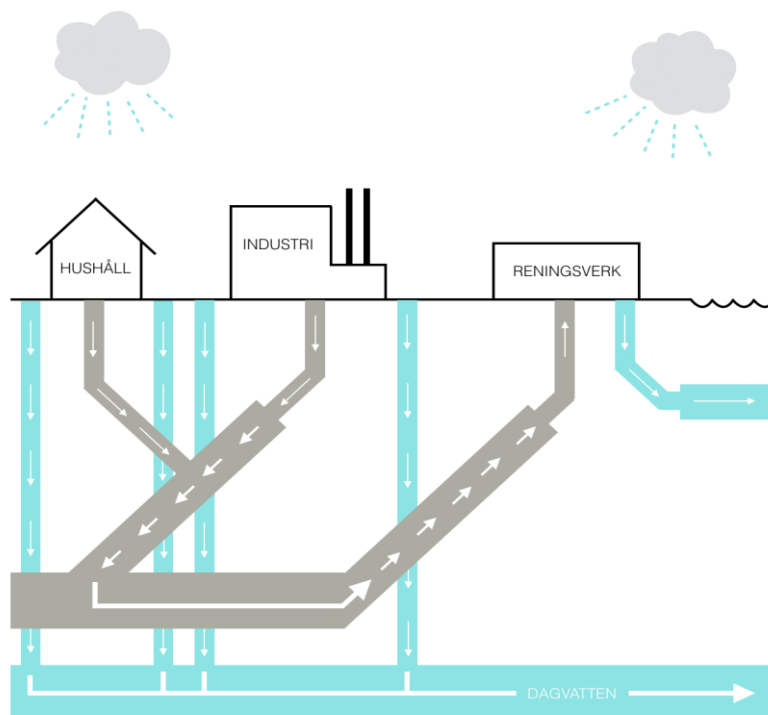


Figur 3. Kombinerat system vid riklig nederbörd.

Idag installeras däremot endast separata system, vilket innebär att kommunalt avloppsvatten rinner i en ledning medan dagvattnet leds i en annan (Butler & Davies, 2011), se Figur 4 och 5. Följaktligen rinner ett mer jämnt flöde av avloppsvatten till de kommunala reningsverken, då de säsongsvarierande tillskottsvattenvolymererna leds direkt till recipienten utan att passera reningsverket. På så vis kan kommunalt avloppsvatten renas i olika processer utan att bräddning, se avsnitt 2.4.1, behöver inträffa.



Figur 4. Separat system vid torrt väder.



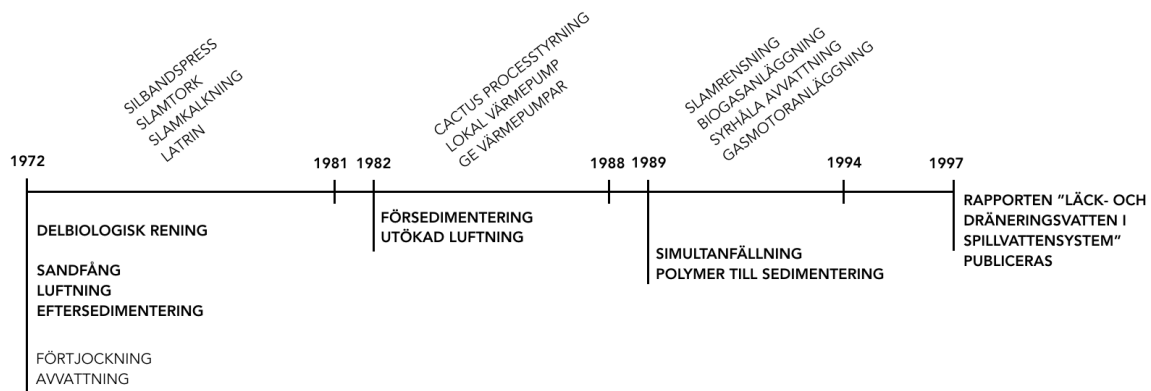
Figur 5. Separat system vid riklig nederbörd.

En fördel med ett kombinerat avloppssystem är att det är billigare att anlägga jämfört med ett separat. Detta då det kombinerade systemet endast utgörs av ett rör, vilket kräver mindre schaktning än ett separat system som utgörs av två. Med ett kombinerat system renas även dagvattnet, vilket kan anses vara en fördel i den mån att dagvattnet är så pass förorenat att det inte enbart fungerar som utspädning av avloppsvattnet. På ett kombinerat system sker däremot bräddning, se avsnitt 2.4.1, vid höga flöden, vilket innebär att orenat vatten släpps ut direkt till recipienten. Med ett separat system föreligger en mindre risk för översvämningar av till exempel gator och källare som orsakas av att vattnet går tillbaka uppströms vid höga flöden i ledningsnätet.

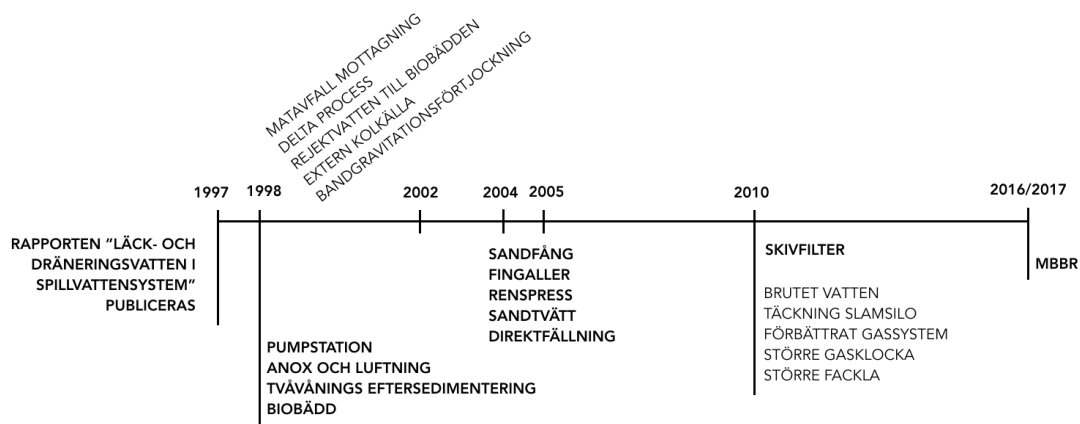
2.3 Beskrivning av avloppsvattenrening i Ryaverket

Avloppsreningsverket Ryaverket är beläget öster om Rya skog, cirka 500 m från Älvsborgsbrons norra fäste, på södra Hisingen i Göteborg och ägs av bolaget Gryaab AB. Verket togs i drift 1972 och det kommunala avloppsvatten som genereras i Ale, Göteborg, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille kommuns enskilda ledningsnät distribueras via olika anslutningar in i Gryaabs egna tunnelnät till Ryaverket, där det behandlas och avslutningsvis leds ut i Göta älv (Videbris, 2017).

Verket har genomgått flera om- och utbyggnationer sedan det togs i drift, se Figur 6 och 7.



Figur 6. Tidslinje över om- och utbyggnationer av Ryaverket innan rapporten "Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem" publicerades.



Figur 7. Tidslinje över om- och utbyggnationer av Ryaverket efter att rapporten "Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem" publicerades.

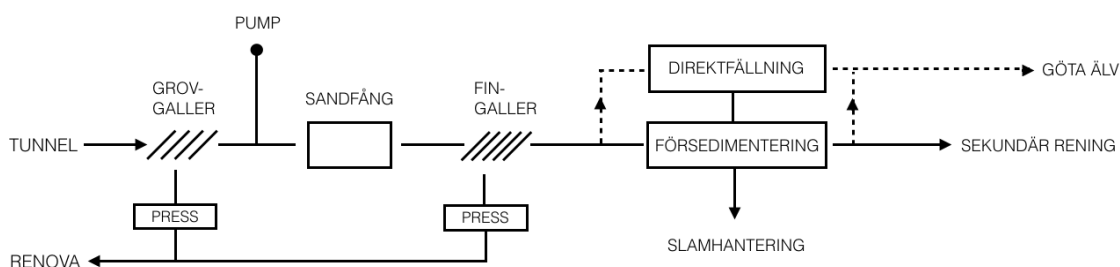
Reningsprocesserna utgjordes då av ett sandfång, luftning och eftersedimentering (I'Ons, 2018). År 1982 byggdes försedimenteringsbassänger och luftningen utökades. År 1989 kompletterades verket med kemisk fällning. Under denna period installerades även en ny processtyrning. Hårdare lagkrav på utgående vatten och slamrening medförde däremot att verket krävde omfattande byggnationer under 90-talet. Bland annat togs en ny kvävereningsanläggning i drift innehållande en pumpstation, eftersedimenteringsbassänger i två våningsplan, biobäddar och ett aktivslamssystem. Slambehandlingen avancerades även med avvattning och en biogasanläggning. Runt millenniumskiftet genomfördes en del processförbättringar, såsom användandet av andra kemikalier, ledning av rejektvatten från slambehandlingen till biobäddarna och införandet av ett nytt styrsystem. På senare år har återigen gränsvärden för föroreningar i utgående vatten blivit allt hårdare, likaså bedömdes inkommande flöden till Ryaverket bli allt större. Detta medförde att man 2010 konstruerade en skivfilteranläggning för bättre fosforrening från partiklar och 2017 utökades den biologiska reningen med MBBR-teknik.

Dagens Ryaverk är, sett till mängden vatten det renar, nordens största reningsverk och behandlar i nuläget inkommande avloppsvatten med tre olika typer av reningsprocesser: mekanisk, biologisk och kemisk rening som ingår i alla tre reningsstegen (Gryaab AB, 2018a). Dessa processer renar vattnet från fasta partiklar, fosfor, kväve och BOD. I genomsnitt tar verket emot ungefär 4 000 l/s och siffror från 2018 yrkar på drygt 746 000 anslutna personer i hushåll. Övrig anslutning, från industrier och andra verksamheter, uppskattas till ytterligare 70 000 personekvivalenter, vilket ger totalt 816 000 personekvivalenter (Nunes, Lindqvist, & Tumlin, 2017). Utsläppsvillkor för Gryaab är i dag, som gränsvärde för året, 0,4 mg/l för totalfosfor och 10 mg/l för totalkväve och BOD₇ (Gryaab AB, 2018b). Gränsvärde för COD finns inte i nuläget.

Anslutna kommuner ansvarar för sina respektive ledningsnät till dess att de ansluter till Gryaabs bergtunnelsystem. Tunnelsystemet är sammanlagt ungefär 13 mil långt och är till största delen insprängt i berg. Gryaabs rapport "Teknisk beskrivning - tillståndsansökan för Ryaverket" beskriver hur tunnelsystemet är uppdelat i två huvudgrenar, varav den nordliga har som uppgift att ta emot vattnet från hushåll och industri i Angered och på Hisingen i Göteborgs kommun samt kommunerna Ale och Kungälv (Nunes m.fl., 2017). Den södra grenen försörjer verket med vatten från resterande delar av Göteborg och kommunerna Härryda, Lerum, Mölndal och Partille. Tunnlarna har en lutning på 0,1 % vilket innebär att avloppsvattnet rinner med självfall. Vidare beskriver rapporten hur det finns möjlighet att lagra vatten i samband med anslutningen vid Röda Sten, där vattnet leds i ledningar under älven till Ryaverket samt i själva tunneln på den norra sidan. Detta görs för att erhålla ett mer jämnt flöde och den sammanlagda lagringsvolymen uppgår till 250 000 m³.

2.3.1 Primär rening

Den primära reningen består av processer som avskiljer avfall som egentligen inte ska förekomma i avloppsvatten och partiklar som kan komma att påverka efterkommande reningstekniker och maskineri negativt, se Figur 8.



Figur 8. Processchema över den primära reningen på Ryaverket.

När tunnelsystemet når Ryaverket pumpas vattnet upp till marknivå med hjälp av fyra inloppspumpar (Nunes m.fl., 2017). Innan varje pump finns en katastroflucka som fälls ner för att skydda verket från översvämning om vattennivån skulle bli för hög i tunneln. Den primära reningen, som främst utgörs av mekanisk rening, påbörjas med hjälp av grovgaller som rensar bort skräp som är större än 20 mm innan vattnet når inloppspumparna. Pumparna har en sammanlagd kapacitet på ungefär 22,5 m³/s. Vattnet leds därefter i en kanal förbi två nödbräddluckor, som även de kan skydda verket mot översvämning, till ett sandfång där tunga fasta partiklar avskiljs. Efter sandfånget leds vattnet till ett fingaller där avståndet mellan spalterna är 2 mm. Här fastnar skräp som exempelvis snusportioner, tops och kondomer. Renset från både grov- och fingallret tvättas, pressas och skickas därefter till Renovas förbränningsanläggning i Sävenäs.

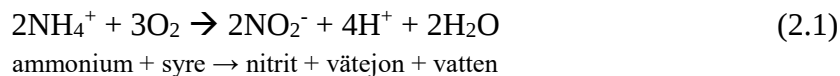
Efter fingallret fördelas vattnet automatiskt mellan 12 försedimenteringsbassänger med en sammanlagd volym på 22 500 m³ som ger utrymme för kemisk rening (Nunes m.fl., 2017). Vid ett normalflöde på 4 m³/s uppehåller sig vattnet i försedimenteringen i ungefär 1,5 timme och fasta partiklar, innehållande bland annat fosfor, avskiljs från vattnet som primärslam. Vattnet rinner så pass långsamt att partiklar som är tyngre än vattnet hinner sedimenteras och bildar slam. Slammet skrapas med hjälp av kedjeslamskrapor till slamfickor varifrån det pumpas vidare till slamhantering. Vid flöden som överskrider verkets kapacitet startas direktfällning, se avsnitt 2.4.2, och en del av vattnet från försedimenteringen släpps ut direkt till Göta älv.

2.3.2 Sekundär rening

Sekundär rening, som på Ryaverket främst består av biologisk rening, syftar primärt till att rena avloppsvatten från kväve och organiskt material. Majoriteten av organiskt material bryts ned i aktivslamprocessen och i princip all kvävereduktion, förutom 15–20 % som avskiljs via slam i försedimenteringen, sker genom nitrifikation- och denitrifikationsprocessen (Nunes m.fl., 2017). Eftersom biologisk rening till stor del handlar om nitrifikation och denitrifikation följer nedan en förenklad beskrivning av hur processerna hör samman och hur de i symbios med varandra renar avloppsvatten från kväve.

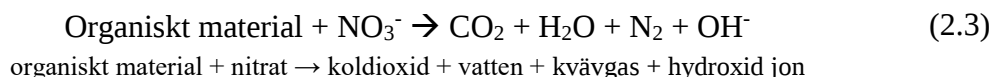
För att denitrifikation ska kunna äga rum måste först nitrifikation inträffa (Gray, 2005). Nitrifikation innebär att ammonium omvandlas till nitrat, medan denitrifikation innebär att nitrat omvandlas till kvävgas som stiger upp i atmosfären. På så sätt avlägsnas kväve från avloppsvattnet. (Gray, 2005)

Nitrifikation består av två reaktioner. Först oxideras ammonium till nitrit och därefter oxideras nitrit till nitrat. Reaktionsformlerna syns nedan:



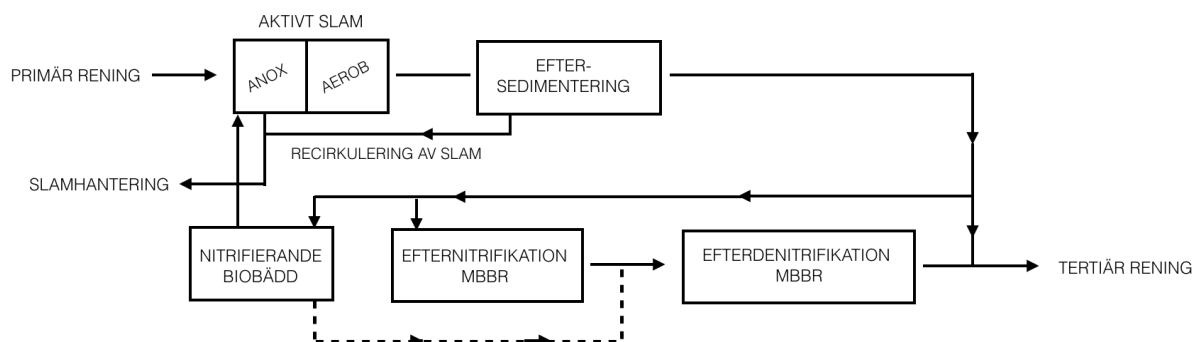
När kvävet sedan befinner sig i nitratform kan denitrifikationsprocessen ta vid för att bilda kvävgas. Detta sker genom att denitrifierande bakterier får finna sig i en anoxisk miljö där de använder nitraten som elektrontagare. Det är viktigt att förhållandena är anoxiska under denna process, då de denitrifierande bakterierna gärna använder sig av syre istället för nitrat som elektronacceptor. I reaktion 2.1 och 2.2 för nitrifikation går det däremot att avläsa att syre är nödvändigt för att nitrat ska skapas. I reningsverket ser man således till att bassängerna där nitrifikation sker är aeroba, för att sedan låta det nitratrika vattnet rinna vidare till en anoxisk del där denitrifikation kan ske (Hermansson, Sörensson, Lindgren, Mattsson, & Wik, 2006).

Denitrifikationsreaktionen kan förenklat beskrivas enligt nedan:



I reaktionsformeln står organiskt material utskrivet, vilket är nödvändigt då denitrifikationsbakterier utnyttjar organiska molekyler som energikälla. Så är däremot inte fallet för nitrifikation. För att nitrifikationsprocessen ska vara optimal vill man istället erhålla en miljö med mindre organiskt innehåll, eftersom de nitrifierande bakterierna har svårt att konkurrera med heterotrofer. Detta ställer således krav på reningsverkets konfiguration. Nitrifikationssteget måste infinna sig senare i det biologiska reningssteget där mer organiskt material är nedbrutet, medan denitrifikationssteget måste inträffa tidigare då organiskt material fortfarande finns tillgängligt. Därför krävs det att vatten recirkuleras till början av den biologiska reningsprocessen för att en miljö för både växande och aktiva nitrifierande samt denitrifierande bakterier ska skapas (Hermansson m.fl., 2006).

Ryaverkets biologiska processlösning består av ett system uppbyggt av aktivslambassänger, biobäddar, eftersedimentation, efternitrifikation och efterdenitrifikation, se Figur 9 (Gryaab AB, 2018a).



Figur 9. Processchema över den sekundära reningen på Ryaverket.

Avloppsvattnet från försedimenteringen når först tre stycken parallella aktivslambassänger vars första del är anoxisk. I denna zon är denitrifikationsbakterier aktiva och utnyttjar nitraten i vattnet för respiration varvid kvävgas bildas (Gray, 2005). För att uppnå en tillfredsställande denitrifikationsprocess tillsätts etanol för att kunna upprätthålla fullständig denitrifikation. Den senare delen av aktivslambassängerna är aerob, vilket leder till att heterotrofa bakterier i vattnet kan bryta ner organiskt material med hjälp av syre. Den första delen av aktivslambassängerna avskiljer alltså kväve från avloppsvattnet, medan den andra delen bryter ner organiskt material (Nunes m.fl., 2017).

Efter att avloppsvattnet runnit genom aktivslambassängerna går det vidare till eftersedimenteringsbassänger (Nunes m.fl., 2017). Eftersedimenteringen består av 24 tvåvåningsbassänger i vilka bakterier och utfälld fosfor sedimenteras och bildar slam. Slammet avlägsnas från avloppsvattnet eller pumpas i retur till aktivslambassängerna. Det vatten som inte går vidare direkt till den tertiära reningen recirkuleras till biobäddar och sedan åter till aktivslamprocessen eller till efterdenitrifikationen. Denna recirkulation sker för att nitrifikationsprocessen äger rum i biobäddarna och därmed kan nitrifierat vatten regelbundet föras tillbaka till aktivslamprocessen. Ju mer vatten som recirkuleras, desto mer kväve kan renas från avloppsvattnet.

I biobäddarna sprayas det återcirkulerade vattnet från eftersedimenteringen på fasta bärare av plast. På bärarna växer nitrifikationsbakterier och när de kommer i kontakt med vattnet som innehåller ammoniumkväve omvandlas ammonium till nitrat via nitrifikation (Gryaab AB, 2018a). Detta nitrifierade vatten leds sedan vidare till aktivslam- och efterdenitrifikationsbassängerna.

I efterdenitrifikationsbassängerna sker en slutlig denitrifikation för att ytterligare rena avloppsvattnet från kväve. Detta sker genom att det nitrifierade vattnet i bassängerna kommer i kontakt med plastbärare (Nunes m.fl., 2017). Plastbärarna är fyllda med bakterier som oxiderar nitraten till kvävgas och därmed avlägsnas kväve även i den här delen av sekundärreningen. Metanol tillsätts här som extern kolkälla för att optimera denna process som kallas för Moving Bed Biofilm Reactor eller abbrevierat MBBR.

Innan efterdenitrifikationsbassängerna finns det efternitrifikationsbassänger som fungerar på liknande sätt som biobäddarna, med skillnaden att bakterierna här växer på rörliga bärare. Efternitrifikationsbassängerna medför en ökad nitrifikationskapacitet i verket vilket gör att vattnet kan renas från ytterligare kväve (Gryaab AB, 2018a).

2.3.3 Tertiärrening

Det sista reningssteget på Ryaverket är en skivfilteranläggning som är en typ av mekanisk rening, se Figur 10.



Figur 10. Processchema över den tertiära reningen på Ryaverket.

Den består av 32 stycken roterande skivfilter med en porstorlek på 15 μm (Nunes m.fl., 2017). Skivfiltrena avlägsnar suspenderade partiklar som inte sedimenterat tidigare i reningsprocessen. Detta gör att vattnet renas ytterligare från fosfor (I’Ons, 2018). Hur många skivfilter som används för att vattnet ska hålla önskad kvalitet sköter systemet automatiskt. Skivfilteranläggningen har en total kapacitet på 8 m^3/s och vattnet, som då anses vara renat, släpps sedan ut i Göta älv vid Rya Nabbe (Nunes m.fl., 2017).

2.3.4 Slamhantering

Slammet som genereras under samtliga reningsprocesser slutbehandlas i tre steg (Videbris, 2017). Det första är förtjockning där slammet går igenom en bandgravitationsförtjockare som gör att det erhåller en lägre fukthalt på 92–96 %. Slammet fortsätter sedan till biogasanläggningen. Där får det röta i stora rötammare och bakterier bryter ner organiskt material i en anaerob miljö, vilket gör att biogas bildas. Det sista steget är slamavvattningen. Där körs slammet i centrifuger tills det har en fukthalt på cirka 74–75 %. Vattnet som avlägsnas i både det första och sista steget leds tillbaka till den sekundära reningen. Däremot kan slammet som blir kvar användas, beroende på innehåll och sammansättning, vid tillverkning av anläggningsjord eller som gödsel till åkermark (Nunes m.fl., 2017). Huruvida slammet får användas som gödsel eller inte regleras av olika lagar och regler (Wellsjö, 2018). Bland annat får slammet inte innehålla för höga koncentrationer av metaller, se Tabell 1.

Tabell 1. Tillåtna gränsvärden för avloppsslam för jordbruksändamål.

Metall	Gränsvärden [mg/kg torrsubstans]
Bly	100
Kadmium	2
Koppar	600
Krom	100
Kvicksilver	2,5
Nickel	50
Zink	800

Kommentar. Gränsvärden hämtade från Förordningen om förbud m.m. i vissa fall samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter (SFS 1998:944 20 §).

I arbetet med en bättre slamkvalitet har efter utvärdering av 2017 års slamprov från Ryaverket, samt 2018 års certifieringskrav, sju metaller prioriterats; bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink. Dessa ämnen överskred en ackumuleringshalt på 0,2 % vilket innebär att metallhalten i jorden fördubblas på mindre än 500 år. Under 2017 överskred dessutom mängden zink den tillåtna gränsen för jordbruksanvändning för sex veckoprover (Wellsjö, 2018).

2.4 Systemfunktioner för höga flöden

2.4.1 Bräddning

När flödet blir för högt, till exempel vid kraftig nederbörd eller snösmältning, kan ledningsnätet eller avloppsreningsverket bli överbelastat. Den volym vatten som överskrider kapaciteten avleds och släpps då, orenat eller delvis renat, ut till recipienten utan att passera reningsverket (Kessler, 2011). Denna systemfunktion kallas för bräddning och görs dels för att reningsverkets kapacitet inte ska överskridas, dels för att undvika att vattnet går tillbaka uppströms i ledningsnätet och orsakar översvämningar i källare eller på gator.

I Göteborg är det förvaltningen Kretslopp och Vatten som ansvarar för dricks- och avloppsvattnet och således även för när bräddning genomförs. Volymen avloppsvatten som bräddas varierar från år till år. I Göteborg finns idag cirka 90 stycken bräddpunkter och år 2017 uppskattade Kretslopp och Vatten att den totala bräddningsvolymen under året var cirka 3 000 000 m³ (Brunsten, 2018).

2.4.2 Direktfällning

När en del av det inkommande avloppsvattnet till Ryaverket inte kan renas helt, på grund av höga flöden och stora volymer, används inte längre termen bräddning utan direktfällning. (Mattsson, 2016). Detta är alltså inte ett ordinarie reningssteg, utan inträffar endast när inkommande avloppsvattenflöden är så pass höga att reningsverkets kapacitet på ungefär 8 m³/s överskrids (Gryaab AB, 2018a). Processen innebär att en del av vattnet från den primära reningen leds förbi efterföljande reningssteg och direkt ut i Göta älv. Vid direktfällning tillsätts kemikalier, i form av polyaluminiumklorid och polymerer, som gör att fosfor fälls ut och sedimenterar (I'Ons, 2018). Detta innebär att det delvis renade förbileda vattnet från direktfällningen innehåller lika låg halt fosfor som vid ordinarie rening, men att koncentrationerna av totalkväve och BOD₇ är relativt opåverkade.

3. METOD

Kapitlet börjar med en utförlig beskrivning för hur processdata från Ryaverket har tillhandahållits och senare bearbetats. Även hur data från Kretslopp och Vatten kopplat till bräddning tillhandahållits och bearbetats redogörs. Därefter förklaras, med olika titelkategorier, hur data i detalj tillämpas för att utarbeta diagram som kopplar till analysens frågeställningar som introducerades i kapitel 1.

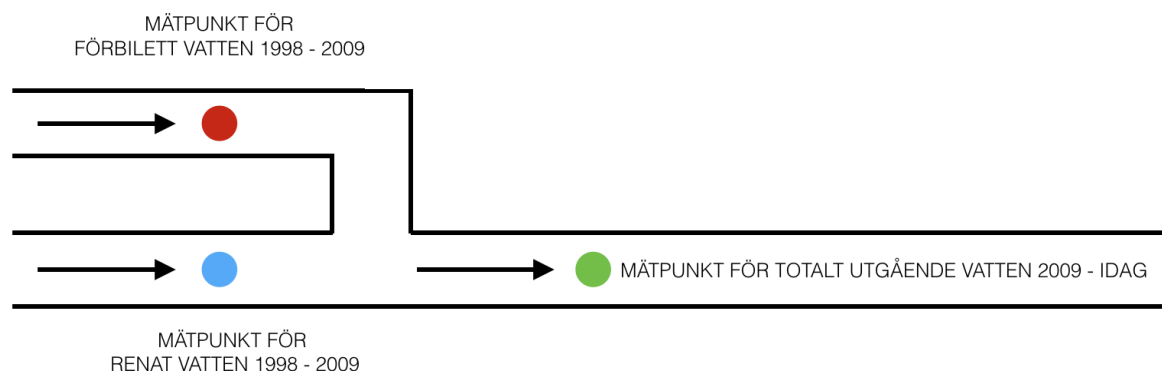
3.1 Bearbetning av data

Processdata från Ryaverket har inhämtats på Gryaab genom samtal med David I'Ons. Erhållen processdata innefattar:

- Inkommande och förbileda flöden under perioden 1998–2009, angivet som medeldygnslöden i enheten m^3/s .
- Inkommande, förbileda och utgående flöden under perioden 2009–2017, angivet som medeldygnslöden i enheten m^3/s .
- Inkommande koncentrationer av totalkväve, totalfosfor, BOD_7 och COD under perioden 1998–2017, angivet som veckomedel i enheten mg/l .
- Inkommande koncentrationer av bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink under perioden 2013–2017, i enheten $\mu\text{g/l}$. Dessa har mätts två gånger per vecka.
- Utgående koncentrationer av totalkväve, totalfosfor, BOD_7 och COD i det renade vattnet under perioden 1998–2009, angivet som veckomedel i enheten mg/l .
- Utgående koncentrationer av totalkväve, totalfosfor, BOD_7 och COD i det förbileda vattnet under perioden 1998–2009, i enheten mg/l . Dessa har mätts vid tillfällen med olika långa mätintervall emellan, det vill säga inte veckovis.
- Utgående koncentrationer av totalkväve, totalfosfor, BOD_7 och COD i det totala utgående vattnet under perioden 2009–2017, angivet som veckomedel i enheten mg/l .
- Dygnstemperatur för ingående vatten i kväverenningssteget perioden 2002–2017, angivet i enheten $^{\circ}\text{C}$.

Denna data har sedan bearbetats i Excel för att möjliggöra visualisering och analys i olika diagramformat.

Anledningen till att tillhandahållen data skiljer sig sinsemellan beror på att flöden och koncentrationer av utgående föroreningar tidigare mättes separat i det renade respektive förbileda, direktfälda vattnet mellan åren 1998–2009. Därefter började man i stället mäta den totala koncentrationen av utgående föroreningar i det sammanlagda utgående flödet från både ordinarie rening och direktfällning, se Figur 11.



Figur 11. Mätpunkter av utgående vatten för åren 1998–2009 respektive 2009-idag.

För att få ett enhetligt format på samtliga ingående parametrar har processdata från 1998–2009 därför bearbetats till samma format likt erhållen processdata från 2009–2017. Detta har gjorts genom antaganden om hur proceduren kring mätning av flöden och föroreningskoncentrationer såg ut under perioden 1998–2009, baserat på muntlig kommunikation med David I'Ons.

För att erhålla det utgående, renade vattenflödet för perioden 1998–2009 har det inkommande flödet till verket helt enkelt subtraherats med det förbileda. För att erhålla den utgående föroreningskoncentrationen för samma period krävdes däremot en mer omfattande bearbetning, då mätningar av föroreningskoncentrationer i förbilet vatten gjordes mer eller mindre frekvent beroende på hur stort det inkommande flödet till verket var. De inkonsekventa mätintervallen tyder på att någon form av tank, med bestämd volym, fylldes på med förbilet, direktfällt vatten under ett visst tidsintervall, varefter en analys av föroreningshalt i den fyllda tanken gjordes på ackrediterat laboratorium i Lackarebäck. Efter mätningen tömdes tanken, varpå nytt direktfällt vatten fylldes på och analysproceduren upprepades.

Dygnsflödena för det förbileda vattnet under perioden 1998–2009 har först gjorts om till veckoflöden genom att addera samtliga dygnsflöden under en veckas tid, med start på måndagen. För att sedan fördela föroreningskoncentrationen, som uppmäts under de olika långa intervallen, på veckorna har veckoflödet för det förbileda vattnet dividerats med det totala förbileda flödet under mätintervallet. På så vis framkom hur stor andel av den totala föroreningskoncentrationen som skulle tilldelas varje veckoflöde. Ett mätintervall kan förslagsvis sträcka sig över tjugo veckor. Om den totala volymen av vattnet endast härstammar från en av veckorna tilldelas den veckan 100 % av den uppmätta koncentrationen under mätintervallet, och de resterande nitton veckorna tilldelas 0 %. Skulle istället den totala förbileda volymen vara fördelad på två av veckorna, där 70 % av vattnet direktföll under den ena veckan och 30 % under den andra, tilldelas dessa 70 respektive 30 % av den uppmätta koncentrationen under mätintervallet, medan resterande arton veckor tilldelas 0 %.

Vidare har veckoflödena för både renat och förbilet vatten gjorts om till veckovolymer, angivet i liter, varpå dessa har summerats till totala utgående veckovolymer.

Veckokoncentrationerna av föroreningarna i det renade vattnet har därefter multiplicerats med respektive veckovolym för det renade vattnet, så att föroreningsinnehållet angavs i enheten mg. På samma sätt har veckokoncentrationerna i det förbileda vattnet multiplicerats med respektive veckovolym för det förbileda vattnet. De båda har sedan adderats och dividerats med respektive veckas utgående totalvolym. På så vis har veckokoncentrationer för utgående föroreningar från både rening och direktfällning för perioden 1998–2009 erhållits i samma format som processdata efter 2009, givet i mg/l för veckan.

Data över bräddning på ledningsnätet har hämtats från hemsidan "Vatten i Göteborg", som innehåller aktuell och historisk information om stadens vattensituation beskriven av Kretslopp och Vatten (Göteborg Stad, 2017). Hemsidan visar bland annat modellerade översvämningssituationer och nederbördsdata i de olika stadsdelarna, men även flöden i stadens avloppsnät. Den data som tillämpas i denna analys är bräddade flöden i bräddpunkterna Barlastplatsen, Bulycke, Herkulesgatan BB5625, Herkulesgatan Pstn, Järnvägs-gatan, Kodammarna, Krokängsparken, Majorna, Sannegården och Åskvädersgatan. Dessa bräddpunkter är utvalda för att de var de enda punkterna som hade data för ett helt år. Exporterad data för bräddflöden är uppmätt med ett intervall på fem minuter, givet i enheten m³/s för år 2017. Kandidatarbetets handledare Oskar Modin har, med hjälp av programmering i Python, bearbetat dessa till dygns- och veckoflöden för att göra den kompatibel med Ryaverkets processdata.

3.1.1 Felkällor i data

Vid bearbetning av processdata uppmärksammandes följande tydliga mätfel som har beaktats vid utformning av diagram:

- Två olika data var registrerade för den 25 februari 2002. Dessa var däremot snarlika, så bedömningen gjordes att en av värderaderna, den understa, kunde exkluderas.
- Två olika data var även registrerade för den 10 april 2006. En av dessa rader med värden utgjorde endast av nollor, således gjordes bedömningen att den kunde uteslutas.
- Temperaturen vid kväverenningssteget för den 17–26 november 2006 är angiven som 2,5°C. Dessa värden bedöms som felaktiga då värdena är givna med färre decimaler än de andra temperaturerna och är betydligt lägre än närliggande datum eller tidigare år för denna period.

3.2 Flödes- och varaktighetsdiagram

Diagram för inkommande, förbilet och utgående flöde har tagits fram för både dygnsmedelvärde och veckomedelflöde. Diagram för samtliga flöden och korrelationen mellan inkommande flöde och förbilet flöde har också utarbetats. Arbetsgången beskrivs nedan:

Dygnsmedelvärde

1. Ett linjediagram har bearbetats fram i Excel, detta genom att perioden 1998–2017 har plottats på x-axeln och processdata för medelflöde, m³/s, för dygnet och respektive flöde på y-axeln.

Veckomedelflöde

1. Processdata för inkommande vattenflöde givet i m^3/s för dygnet har omvandlats till ett medelvärde givet i m^3/s för veckan. Detta för perioden 1998–2017.
2. Ett linjediagram har bearbetats fram i Excel, där perioden 1998–2017 har plottats på x-axeln och medelflöde, m^3/s , för vecka och respektive flöde på y-axeln.

Varaktighetsdiagram har tagits fram för inkommande flöden till verket med avseende på dygnsmedelvärden och veckomedelvärden. Arbetsgången beskrivs nedan:

Dygnsmedelvärde

1. Processdata för inkommande flöde givet i m^3/s för dygnet har sorterats i storleksordning, från minsta värde till största värde. Detta för perioden 1998–2017.
2. Ett linjediagram har bearbetats fram i Excel, där andelen datapunkter, % har plottats på x-axeln och medelflöde, m^3/s , för vecka på y-axeln.

Veckomedelflöde

1. Processdata för inkommande vattenflöde givet i m^3/s för dygnet har omvandlats till ett medelvärde givet i m^3/s för veckan. Detta för perioden 1998–2017.
2. Värden sorteras i storleksordning, från minsta värde till största värde.
3. Ett linjediagram har bearbetats fram i Excel, där andelen datapunkter, %, har plottats på x-axeln och medelflöde, m^3/s , för vecka på y-axeln.

3.3 Inkommande föroreningar

Diagram som illustrerar inkommande föroreningskoncentration beroende av inkommande flöde har tagits fram för totalfosfor, totalkväve, BOD_7 och COD. Detta för perioden 1998–2017. Arbetsgången gavs av:

1. Processdata för inkommande vattenflöde givet i m^3/s för dygnet har omvandlats till ett medelvärde givet i m^3/s för veckan. Detta för perioden 1998–2017.
2. Ett punktdiagram har slutligen bearbetats fram i Excel, detta genom att plotta ingående vattenflöde, m^3/s , för vecka på x-axeln och processdata för inkommande koncentration, mg/l , för vecka och förorening på y-axeln.
3. Med hjälp av Excels regressionsverktyg har därefter en linjär trendlinje för punkterna infogats. Baserat på dess lutning har determinationskoefficient och regressionskoefficient med konfidensintervall tagits fram. Detta med en konfidensgrad på 95 %.

Diagram som beskriver föroreningsmängden, kg/dygn , för inkommande föroreningar har också utarbetats, då enligt följande:

1. Processdata för inkommande vattenflöde givet i m^3/s för dygnet har omvandlats till ett medelvärde givet i m^3/s för veckan. Detta för perioden 1998–2017.
2. Processdata för inkommande ovan nämnda förorening givet i mg/l för veckan har omvandlats till enheten kg/dygn för veckan, detta genom att multiplicera respektive

föroreningskoncentration med inkommande flöde och enhetsfaktorn 86,4. Enhetsfaktorn möjliggör omvandlingen och är given i $(l \cdot s \cdot kg)/(mg \cdot m^3 \cdot dygn)$. Notera att dessa veckor motsvarar samma veckor och period som veckomedelflöden i steg 1.

3. Ett punktdiagram har slutligen bearbetats fram i Excel, detta genom att plotta inkommande vattenflöde, m^3/s , för veckan på x-axeln och föroreningshalten, $kg/dygn$, för vecka och förorening på y-axeln.
4. Med hjälp av Excels regressionsverktyg har därefter en linjär trendlinje för punkterna infogats. Baserat på dess lutning har determinationskoefficient och regressionskoefficient med konfidensintervall tagits fram.

3.4 Utspädningskänslighet

3.4.1 Diagram för dygnsmedelvärde respektive veckomedelvärde

Diagram som illustrerar utspädningskänsligheten, det vill säga utgående föroreningsreningsmängd, $kg/dygn$, beroende av inkommande flöde har tagits fram för totalfosfor och totalkväve. Detta för perioden 2015–2017 för dygnsmedelvärden respektive veckomedelvärden. Arbetsgången gavs av:

Dygnsmedelvärde

1. Processdata för utgående ovan nämnda föroreningar givet i mg/l för dygnet har omvandlats till enheten $kg/dygn$ för dygnet, detta genom att de olika föroreningskoncentrationerna har multiplicerats med respektive flöde och enhetsfaktorn 86,4. Detta för perioden 2015–2017.
2. Ett punktdiagram har slutligen bearbetats fram i Excel, detta genom att ingående vattenflöde, m^3/s , för dygnet har plottats på x-axeln och beräknad utspädningskänslighet, $kg/dygn$, för dygnet och förorening på y-axeln.
3. Med hjälp av Excels regressionsverktyg har därefter en linjär trendlinje för punkterna infogats. Baserat på dess lutning har determinationskoefficient och regressionskoefficient med konfidensintervall tagits fram.
4. En gränslinje har även ritats in, baserat på de riktvärden som idag finns givet i avsnitt 2.3, genom att respektive förorenings gränsvärdeskoncentration har multiplicerats med flöde och enhetsfaktorn 86,4.

Veckomedelvärde

1. Processdata för inkommande vattenflöde givet i m^3/s för dygnet har omvandlats till ett medelvärde givet i m^3/s för veckan. Detta för perioden 2015–2017.
2. Processdata för utgående ovan nämnda föroreningar givet i mg/l för veckan har omvandlats till enheten $kg/dygn$ för veckan, detta genom att de olika föroreningskoncentrationerna har multiplicerats med respektive flöde och enhetsfaktorn 86,4. Notera att dessa veckor motsvarar samma veckor och period som veckomedelflöden i steg 1.
3. Ett punktdiagram har slutligen bearbetats fram i Excel, detta genom att ingående vattenflöde, m^3/s , för veckan har plottats på x-axeln och beräknad utspädningskänslighet, $kg/dygn$, för vecka och förorening på y-axeln.

4. Med hjälp av Excels regressionsverktyg har därefter en linjär trendlinje för punkterna infogats. Baserat på dess lutning har determinationskoefficient och regressionskoefficient med konfidensintervall tagits fram.
5. En gränslinje har även ritats in, baserat på de riktvärden som idag finns givet i avsnitt 2.3, genom att respektive förorenings gränsvärdeskoncentration har multiplicerats med flöde och enhetsfaktorn 86,4.

3.4.2 Diagram för perioden 1998–2017

Diagram som illustrerar utspädningskänsligheten för perioden 1998–2017 har tagits fram för totalfosfor, totalkväve, BOD₇ och COD, baserat på veckomedel. Arbetsgången för dessa är densamma som är beskriven i avsnitt 3.4.1, men indata har begränsats till de nämnda åren.

3.4.3 Diagram för åren 1998–2000 och 2015–2017

Utspädningskänslighetsdiagram baserat på processdata för tre äldre år, 1998–2000, respektive tre nyare år, 2015–2017, har också tagits fram för föroreningarna totalfosfor, totalkväve, BOD₇ och COD baserat på veckomedel. Dessa år har valts ut på grund av att de motsvarar de äldsta respektive yngsta åren för den studerade perioden och för att en jämförelse kan ge en generell bild av hur utspädningskänsligheten förändrats med åren. Arbetsgången för dessa är densamma som i avsnitt 3.4.1, men indata har begränsats till de nämnda åren.

3.4.4 Diagram beroende av ombyggnationer

Utspädningskänslighetsdiagram baserat Ryaverkets ny- och ombyggnationer för föroreningarna totalfosfor, totalkväve, BOD₇ och COD har även utarbetats, baserat på veckomedel. Även dessa har tagits fram enligt avsnitt 3.4.1 utom steg 4, men indata har sorterats i serier baserat på årsintervallen 1998–2004, 2005–2010, 2011–2016 och 2017. Dessa intervall har valts ut för att studera utspädningskänsligheten baserat på de större reningstekniskinvesteringarna som gjorts i verket de senaste två decennierna, se tidslinje givet av Figur 7 i kapitel 2.

3.4.5 Diagram för sommar och vinter

Diagram för att undersöka hur utspädningskänsligheten varierar med årets säsonger har gjorts för totalfosfor, totalkväve, BOD₇ och COD, baserat på veckomedel. Tillämpad arbetsgång ges återigen av avsnitt 3.4.1 förutom steg 4, däremot har endast processdata för år 2007 och 2009 bearbetats. Dessa år har valts genom att studera avrinningsdata från SMHI i regionen under sommar- och vintermånaderna för perioden 1998–2017 (SMHI, 2018a). År 2007 bedöms vara ett år med riklig avrinning och därmed även ett år med högt flöde in till verket. År 2009 är ett år med betydligt mindre avrinning. Dessutom har inga större ombyggnationer skett under dessa år vilket innebär att verket haft samma processer och kapacitet utan till exempel avbrott på grund av ut- eller ombyggnad. Sommarmånader ges av månaderna juni, juli och augusti medan vintermånader av december, januari och februari, en definition baserad på SMHI:s metrologiska år. För att kunna koppla resultatet till temperatur har även översiktlig medeltemperatur för sommar och vinter under de angivna åren studerats (SMHI, 2018c).

3.4.6 Diagram med hänsyn till bräddning på ledningsnätet

Diagram som illustrerar utspädningskänsligheten beroende av inkommande flöde där hänsyn är tagen till bräddning på ledningsnätet har tagits fram för totalfosfor och totalkväve för år 2017, baserat på dygnsmedelvärden. Detta har gjorts genom att föroreningsmängden i det bräddade vattnet har uppskattats och adderats till den uppmätta utgående mängden från verket. Data är baserade på dygnsmedelvärden. Notera att diagram för BOD₇ och COD inte har tagits fram då dygnsmedelvärden ej fanns att tillgå. Arbetsgången gavs av:

1. Processdata för utgående ovan nämnda föroreningar givna i mg/l för dygnet har omvandlats till enheten kg/dygn för dygnet, detta genom att de olika föroreningskoncentrationerna har multiplicerats med respektive flöde och enhetsfaktorn 86,4.
2. Ett antagande har gjorts om att föroreningskoncentrationen i bräddvattnet, mg/l, för dygnet är samma som för det inkommande vattnet till reningsverket och föroreningsmängden i kg/dygn har räknats fram likt steg 1.
3. Ett antagande har gjorts om att det tar ett dygn för vattnet att flyta i ledningsnätet innan det når Ryaverket och bräddningsflödet har således förskjutits ett dygn för att matcha flödet i verket bättre.
4. Föroreningsmängden för det utgående vattnet och det bräddade vattnet har därefter adderats.
5. Utspädningskänsligheten har beräknats på samma sätt som i avsnitt 3.4.1 för dygnsmedelvärden, förutom steg 3. Notera att för steg 2 har datapunkter för bräddning plottats i en annan serie, detta för att dessa punkter ska skiljas åt från de punkter för dygn då bräddning inte inträffat.

3.5 Reningseffektivitet

3.5.1 Diagram för perioden 1998–2017 och år 2017

Diagram över reningseffektiviteten vid olika inkommande vattenflöden har sammanställts för totalfosfor, totalkväve, BOD₇ och COD för perioden 1998–2017, baserat på veckomedel. Ett gemensamt diagram för dessa föroreningar har även tagits fram för perioden men även år 2017. Diagrammen har utarbetats genom att:

1. Processdata för inkommande och utgående vattenflöde givet i m³/s för dygnet har omvandlats till ett medelvärde givet i m³/s för veckan. Detta för perioden 1998–2017.
2. Processdata för inkommande och utgående ovan nämnda förorening givet i mg/l för veckan har omvandlats till enheten kg/dygn för veckan, detta genom att de olika föroreningskoncentrationerna har multiplicerats med respektive flöde och enhetsfaktorn 86,4. Notera att dessa veckor motsvarar samma veckor och period som veckomedelflöden i steg 1.
3. En procentuell reningseffektivitet för respektive vecka och förorening har därefter beräknats fram genom att utgående mängd förorening har subtraherats från inkommande förorening, skillnaden har därefter dividerats med inkommande mängd förorening och slutligen multiplicerats med 100.
4. Ett punktdiagram har slutligen bearbetats fram i Excel, detta genom att ingående vattenflöde, m³/s, för veckan har plottats på x-axeln och beräknad reningseffektivitet, %, för vecka och förorening på y-axeln.

5. Med hjälp av Excels regressionsverktyg har därefter en linjär trendlinje för punkterna infogats. Baserat på dess lutning har determinationskoefficient och regressionskoefficient med konfidensintervall tagits fram.

Diagrammet som avser år 2017 har tagits fram på samma vis, men då med datapunkter endast från detta år. Samtliga föroreningar redovisas i ett gemensamt diagram. Baserat på konfidensintervallet har även ett intervall för minskning i reningseffektivitet, givet i procent, beroende av flödet tagits fram. Därefter har en kvantitativ ökning, givet i kg för året, i utgående föroreningsmängd beräknats baserat på medelvärden.

3.5.2 Diagram beroende av temperatur

Diagram för reningseffektivitet för totalfosfor, totalkväve, BOD₇ och COD, baserat på veckomedel, beroende av temperatur för enskilt år har tagits fram på följande sätt:

1. Processdata för vattentemperatur vid kvävereningssteget givet i °C för dygnet har omvandlats till ett medelvärde givet i °C för veckan. Detta för perioden 2003–2017, utom år 2006 då bedömning gjorts att felkälla finns i data se, avsnitt 3.1.1.
2. Veckomedel för reningseffektiviteten givet i procent för aktuella föroreningar återanvänds här från avsnitt 3.5.1 steg 3. Notera att dessa veckor motsvarar samma veckor och period som temperatur för veckan i steg 1.
3. Ett linjediagram har slutligen bearbetats fram i Excel, detta genom att plotta vattentemperatur, °C, för veckan på y-axelns vänstra sida och beräknad reningseffektivitet, %, för respektive förorening för veckan på y-axelns högra sida. På x-axeln ordnas veckorna för det studerade året under perioden.

Diagram för reningseffektivitet beroende av vattentemperatur för samtliga år har gjorts på liknande sätt som ovan. I steg 3 har dock samtliga år för perioden infogats in i serier vilket gör att y-axeln endast utgörs av reningseffektiviteten, %, för föroreningen och x-axeln har ordnats efter årets tolv månader, istället för veckorna för ett specifikt år.

3.5.3 Diagram beroende av flöde och säsong

Diagram för reningseffektivitet för totalfosfor, totalkväve, BOD₇ och COD, baserat på veckomedel, beroende av inkommande flöde för enskilt år har utarbetats enligt följande:

1. Processdata för inkommande flöde givet i m³/s för dygnet har omvandlats till ett medelvärde givet i m³/s för veckan. Detta för perioden 2003–2017, förutom år 2006 då bedömning har gjorts att felkälla finns i data, se avsnitt 3.1.1.
2. Veckomedel för reningseffektiviteten givet i % för aktuella föroreningar återanvänds här från avsnitt 3.5.1 steg 3. Notera att dessa veckor motsvarar samma veckor och period som inkommande veckomedelflöde i steg 1.
3. Ett linjediagram har slutligen bearbetats fram i Excel, detta genom att inkommande veckomedelflöde, m³/s, har plottats för veckan på y-axelns vänstra sida och beräknad reningseffektivitet, %, för respektive förorening för veckan på y-axelns högra sida. På x-axeln har veckorna för det studerade året under perioden ordnats.

Diagram för reningseffektivitet beroende av inkommande flöde för samtliga år har gjorts på liknande sätt som ovan. I steg 3 har dock samtliga år för perioden infogats in i serier vilket gör att y-axeln endast utgörs av reningseffektiviteten, %, för föroreningen och x-axeln har ordnats efter årets tolv månader, istället för veckorna för ett specifikt år.

3.6 Metaller

Diagram för inkommande mängder av tungmetallerna bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink vid olika inkommande flöden har tagits fram, detta för perioden 2013–2017 baserat på veckomedel. Diagrammen har utarbetats för att undersöka eventuella trender. Arbetsgången gavs av:

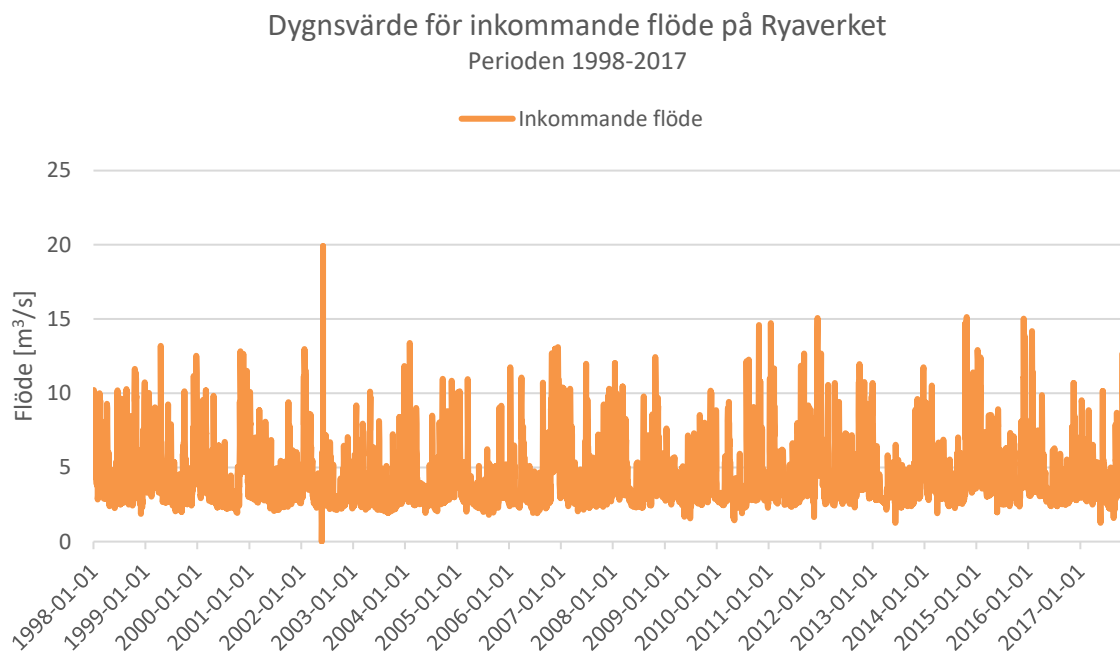
1. Processdata för inkommande flöde givet i m^3/s för dygnet har omvandlats till ett medelvärde givet i m^3/s för veckan. Detta för perioden 2013–2017.
2. Processdata för inkommande metallkoncentration givet i $\mu\text{g}/\text{l}$ för dygnet har omvandlats till ett medelvärde givet i $\mu\text{g}/\text{l}$ för veckan. Notera att dessa veckor motsvarar samma veckor och period som temperatur för veckan i steg 1.
3. Processdata för koncentrationer av ovan nämnda metaller givet i $\mu\text{g}/\text{l}$ för veckan har omvandlats till enheten g/dygn för veckan, detta genom att de olika koncentrationerna har multiplicerats med flödet och enhetsfaktorn 86,4.
4. Ett linjediagram har slutligen bearbetats fram i Excel, detta genom att inkommande vattenflöde, m^3/s , för veckan har plottats på x-axeln och inkommande mängd metall, g/dygn , för vecka på y-axeln.
5. Med hjälp av Excels regressionsverktyg har därefter en linjär trendlinje för punkterna infogats.

Diagram har även utarbetats för inkommande metallmängd sorterat för olika inkommande flöden på 2, 4, 6 respektive 8 m^3/s . Arbetsgången för dessa gavs enligt ovan från steg 1–3, men i steg 4 har datapunkterna istället sorterats i serier för respektive år. Linjära trendlinjer för åren har sedan infogats med hjälp av Excels regressionsverktyg. Med respektive trendlinje har därefter punkter som motsvarar mängden aktuell metall för undersökt flöde och år noterats. Med dessa punkter har slutligen linjediagram för respektive flöde bearbetats fram i Excel, detta genom att perioden 2013–2017 har plottats på x-axeln och inkommande mängd metall, g/dygn , för vecka på y-axeln.

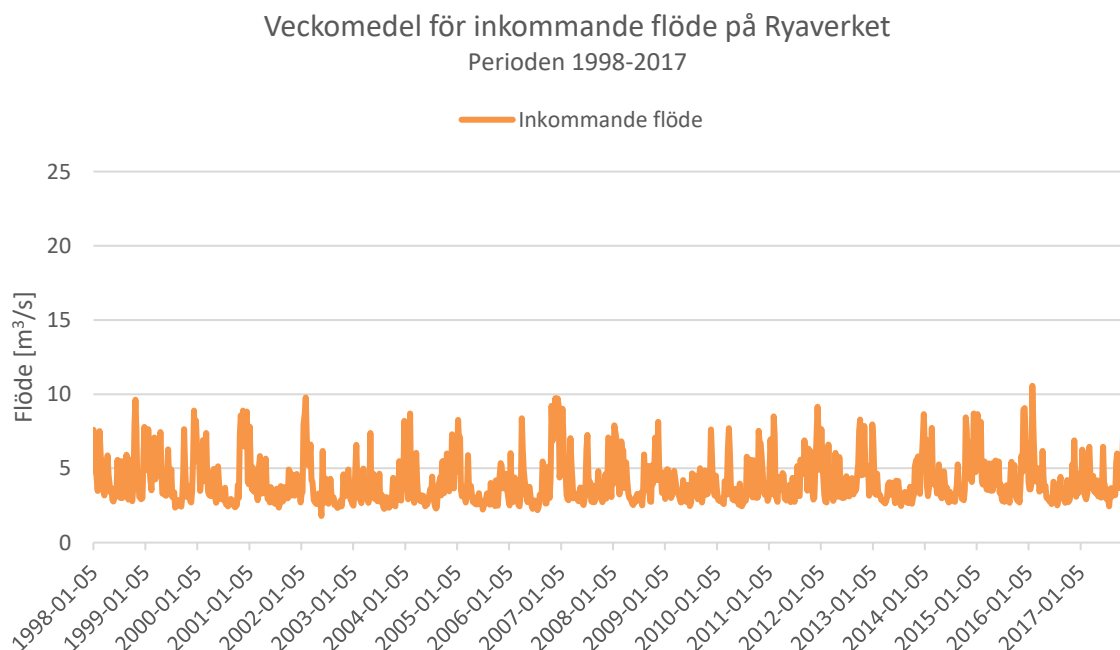
4. RESULTAT

4.1 Flödes- och varaktighetsdiagram

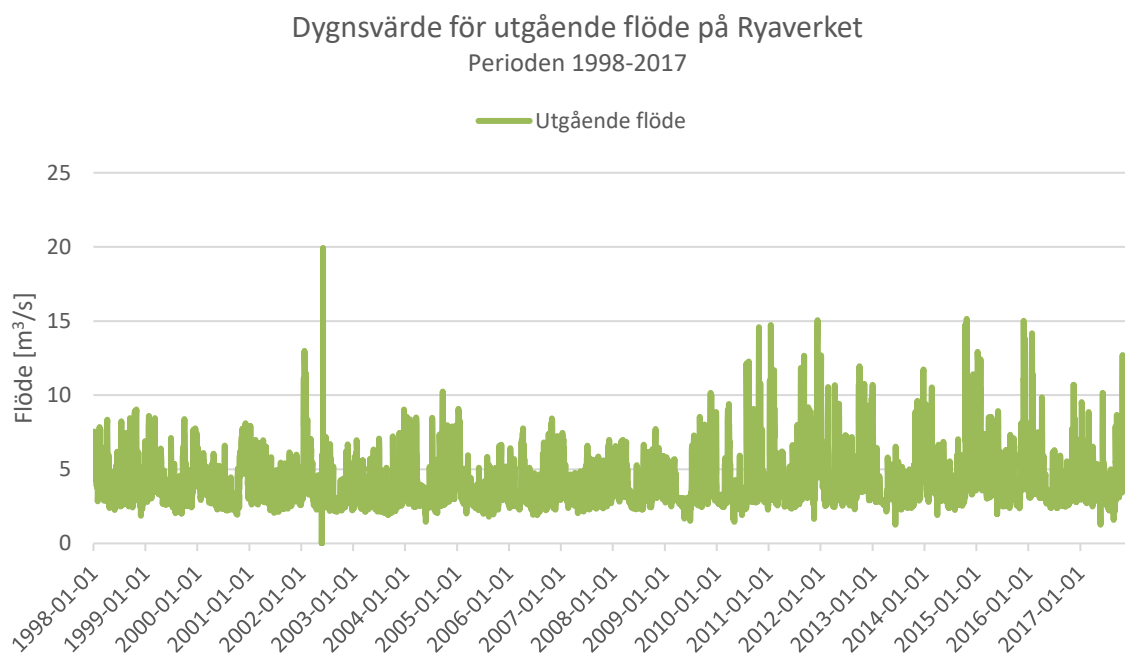
Nedan redovisas framtagna flödesdiagram för perioden 1998–2017. Flöden redovisas som dygns- respektive veckomedel för inkommande flöden, se Figur 12 och 13, utgående flöden, se Figur 14 och 15 respektive förbiledning, se Figur 16 och 17. Varaktighetsdiagram för perioden går att utläsa i Figur 18 och 19. För ytterligare diagram rörande flöden, se Bilaga 1.



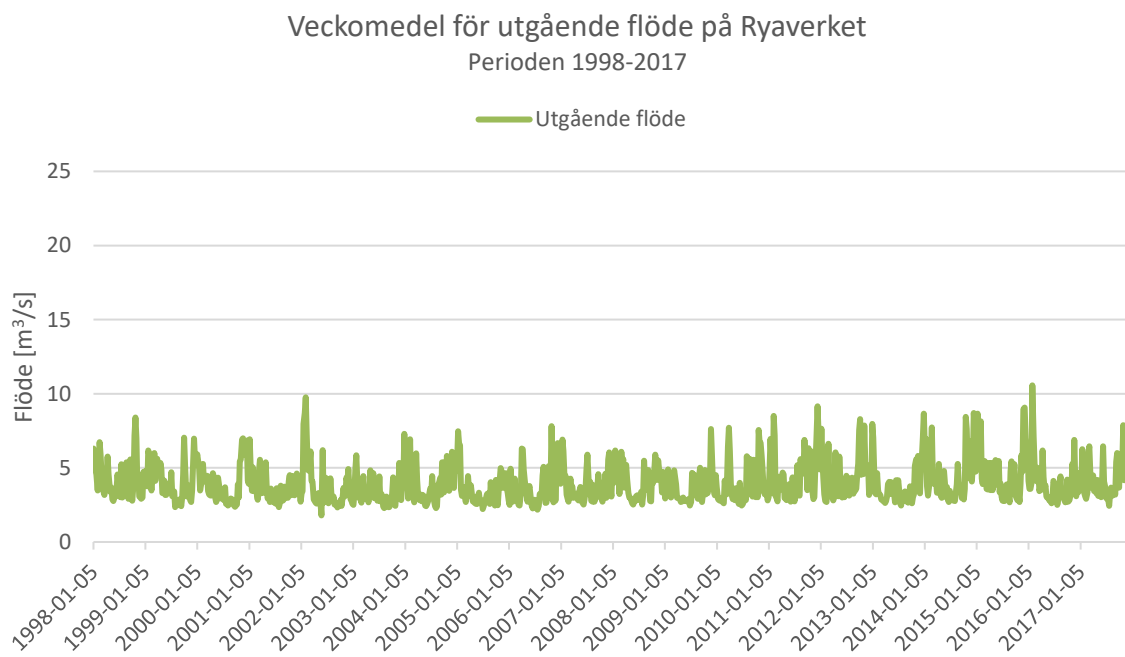
Figur 12. Diagram över inkommande flöde perioden 1998–2017. Givet i dygnsmedelvärde.



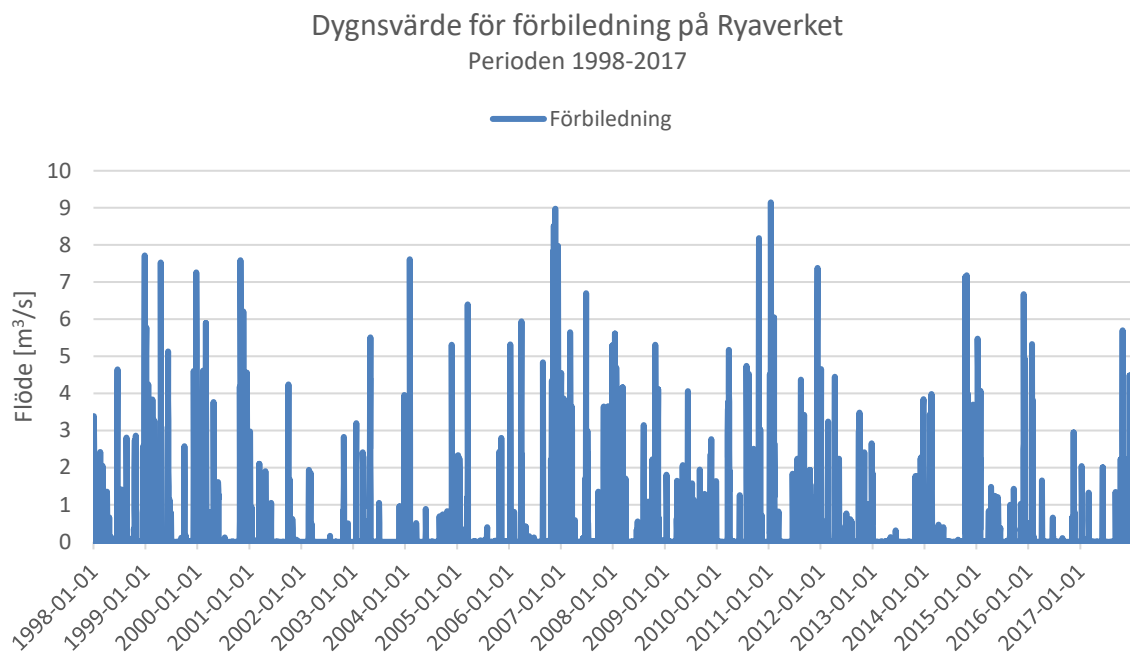
Figur 13. Diagram över inkommande flöde perioden 1998–2017. Givet i veckomedel.



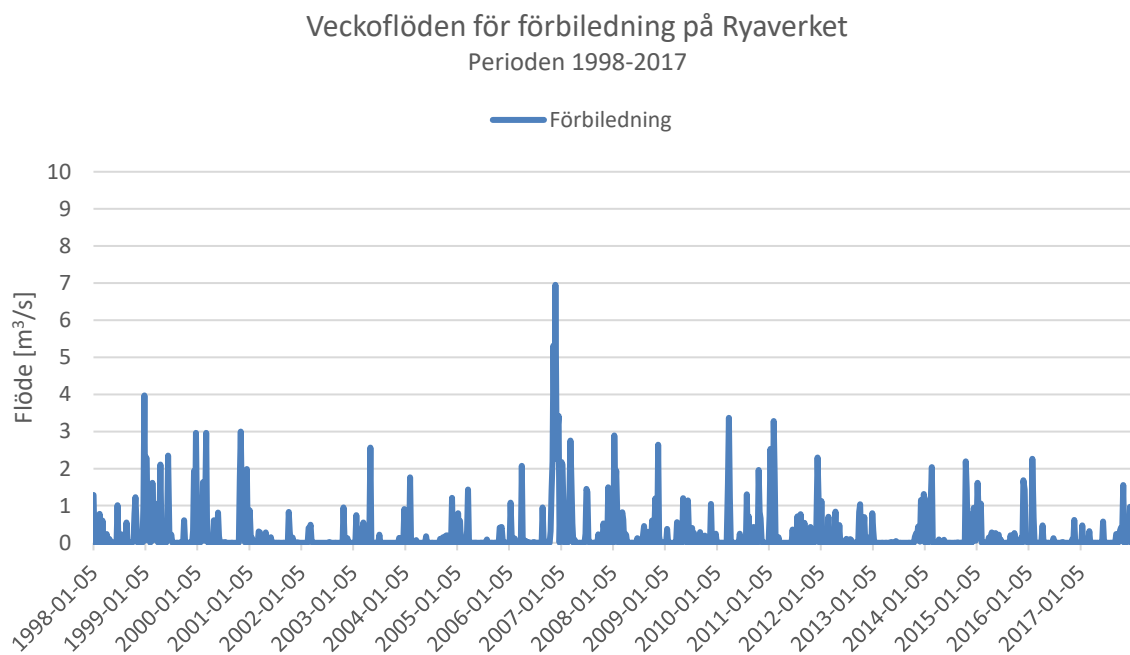
Figur 14. Diagram över utgående flöde perioden 1998–2017. Givet i dygnsmedelvärde.



Figur 15. Diagram över utgående flöde perioden 1998–2017. Givet i veckomedel.

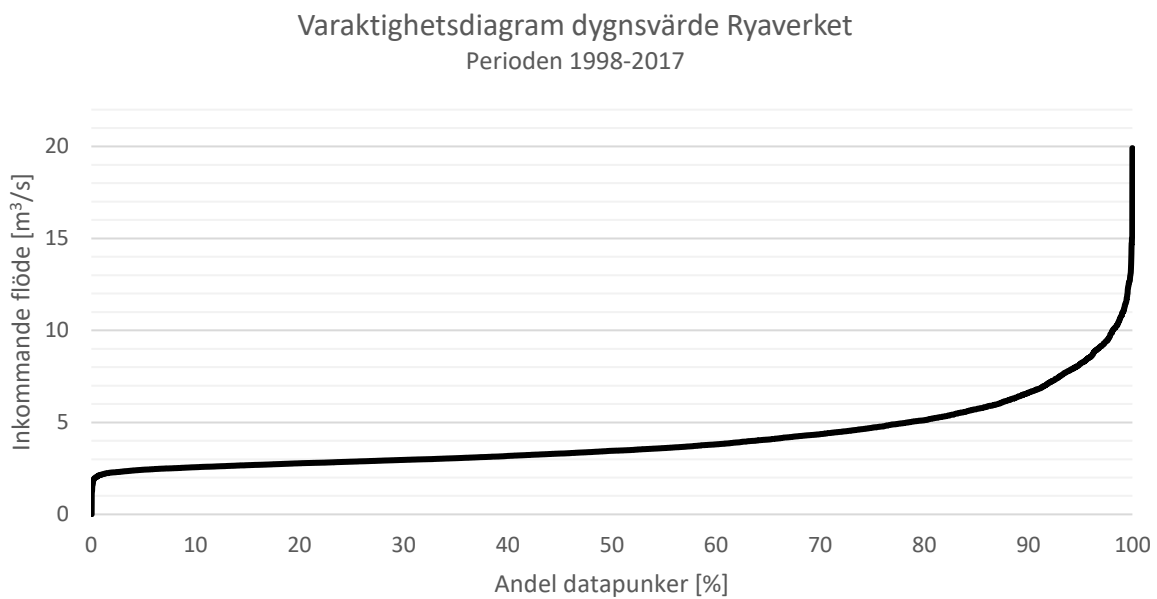


Figur 16. Diagram över förbiledning perioden 1998–2017. Givet i dygnsmedelvärde.

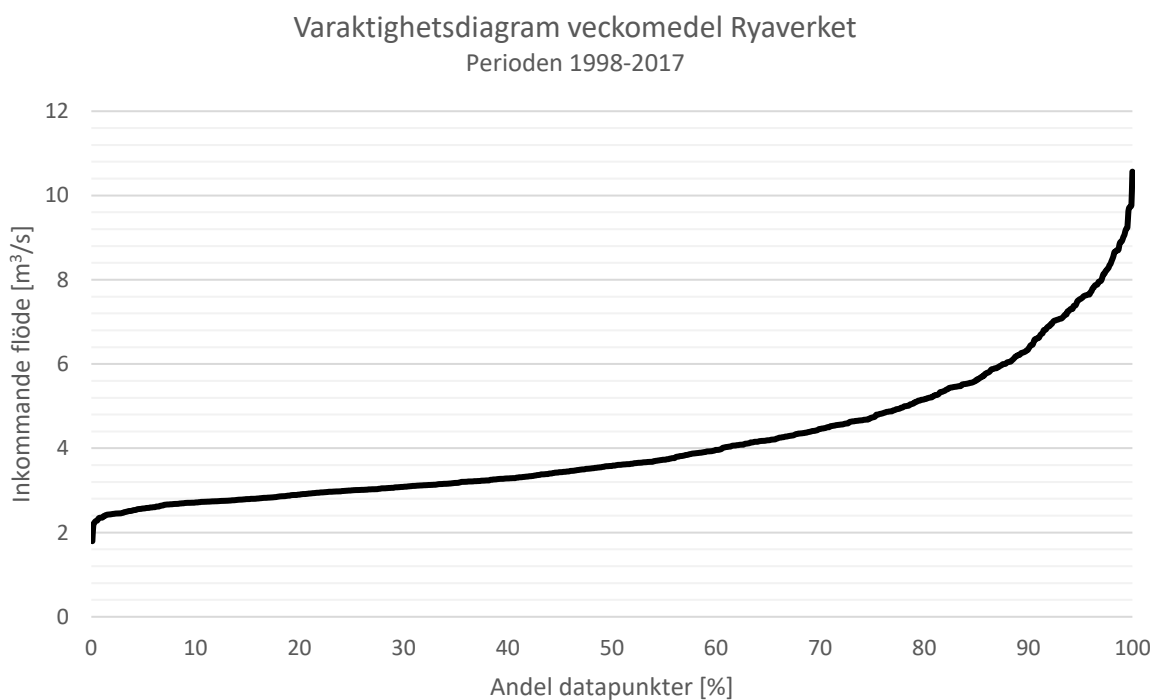


Figur 17. Diagram över förbiledning perioden 1998–2017. Givet i veckomedel.

Samtliga diagram i Figur 12–17 visar att dygnsmedelvärden inkluderar flödestoppar- och dalar i större grad än veckomedel.



Figur 18. Varaktighetsdiagram för utgående dygnsmedelflöde perioden 1998–2017.

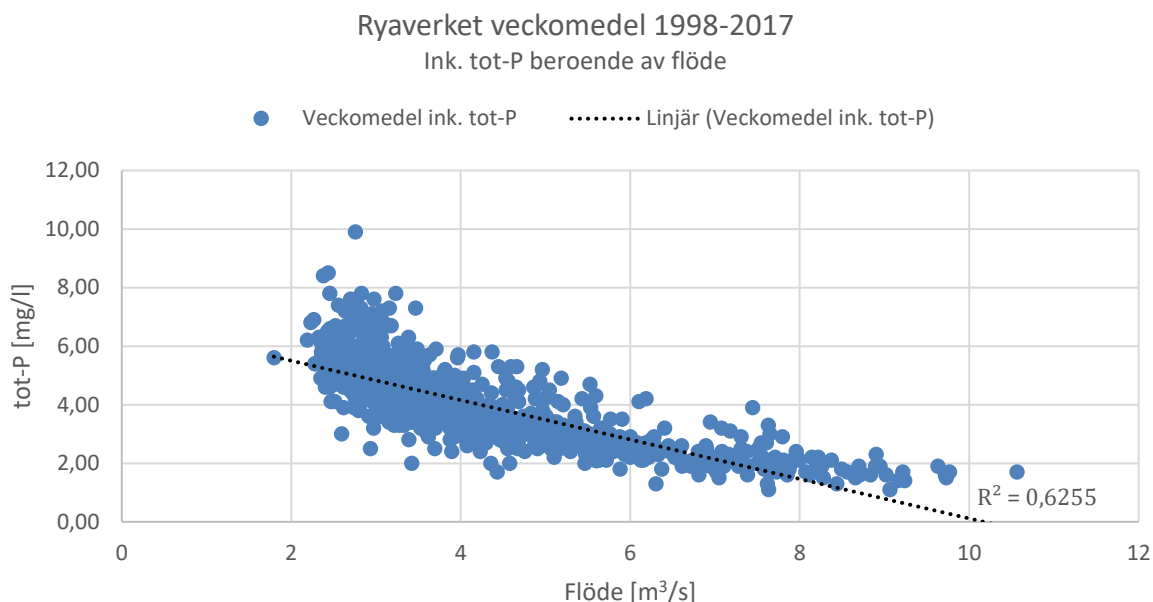


Figur 19. Varaktighetsdiagram för utgående veckomedelflöde perioden 1998–2017.

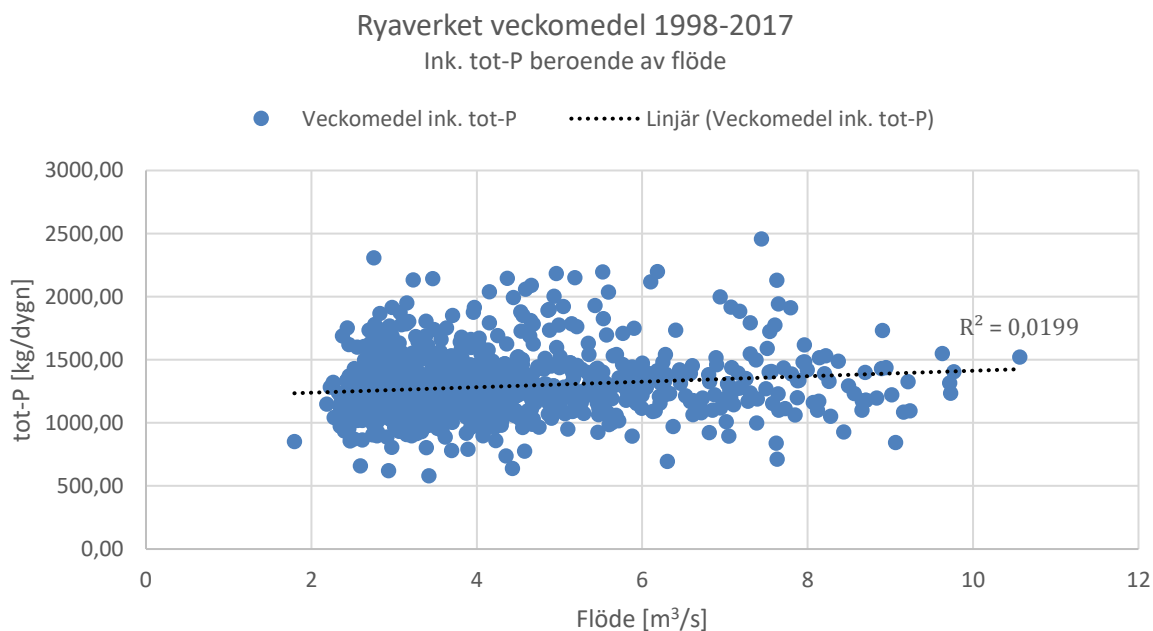
Figur 18 visar att för dygnsmedelflödena är 95 % av dem mindre, eller lika med, verkets dimensionerande flöde på 8 m³/s och 80 % av de inkommande flödena ligger mellan 3–5 m³/s. För veckomedelflödena är 97 % av dem mindre, eller lika med, verkets dimensionerande flöde och 80 % av dem ligger mellan 2–5 m³/s, givet av Figur 19. Detta visar att det inkommande grundflödet, som främst består av spillvattenflöden från hushåll, ligger mellan 3–5 m³/s.

4.2 Inkommande föroreningar

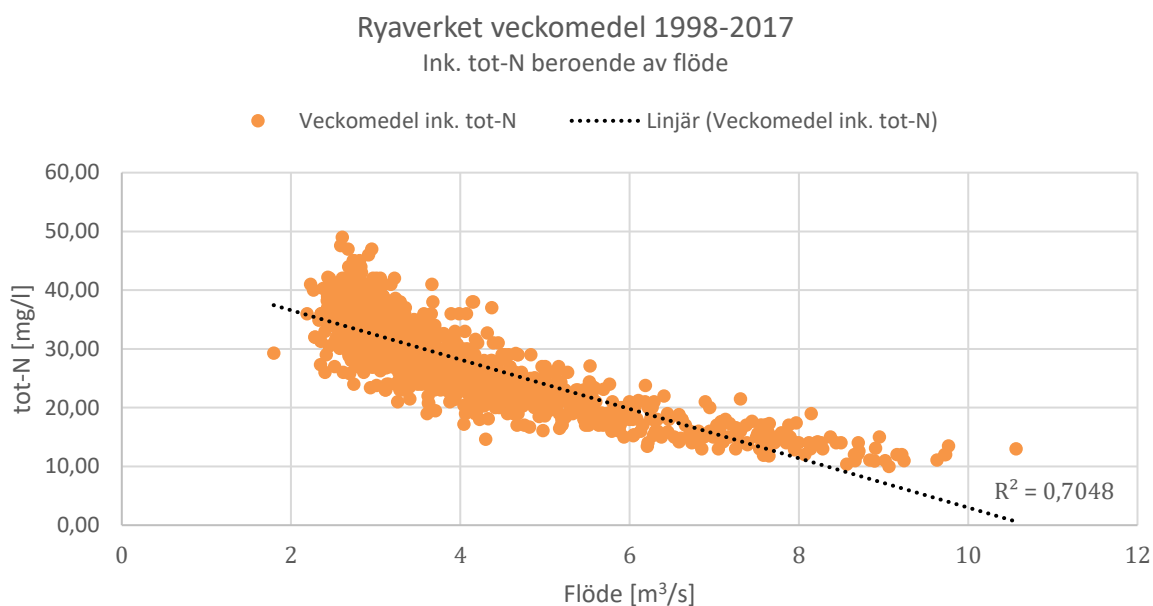
Koncentration och mängd av inkommande förorening beroende av inkommande flöde redovisas i Figur 20–27. Determinationskoefficienten och konfidensintervall för respektive trend går att avläsa i Tabell 2 och 3.



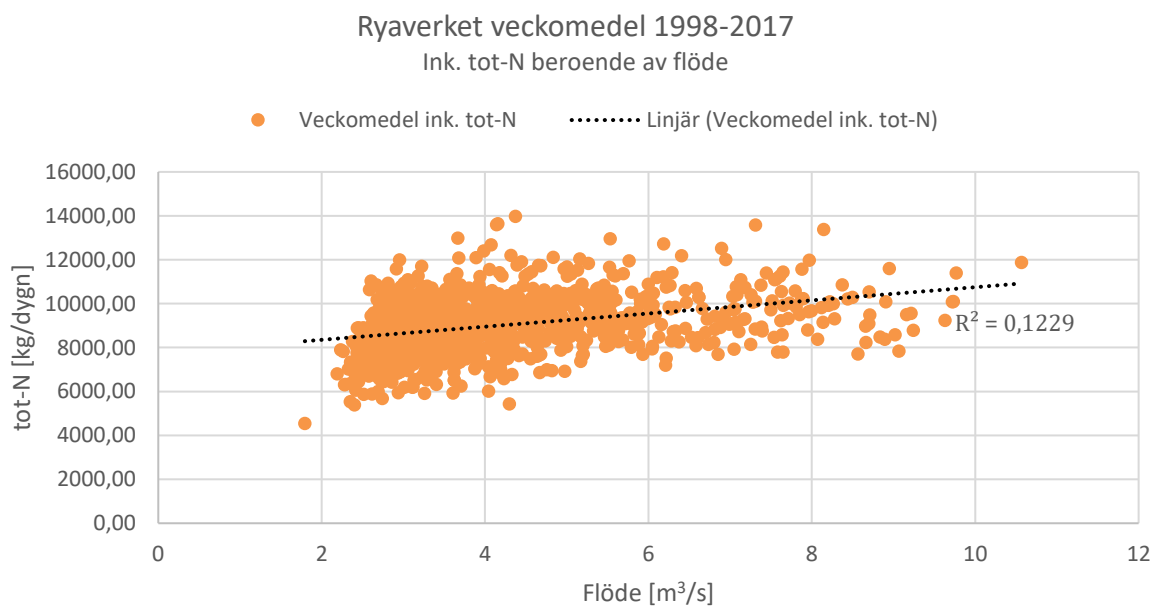
Figur 20. Diagram över inkommande koncentration fosfor beroende av flöde perioden 1998–2017.



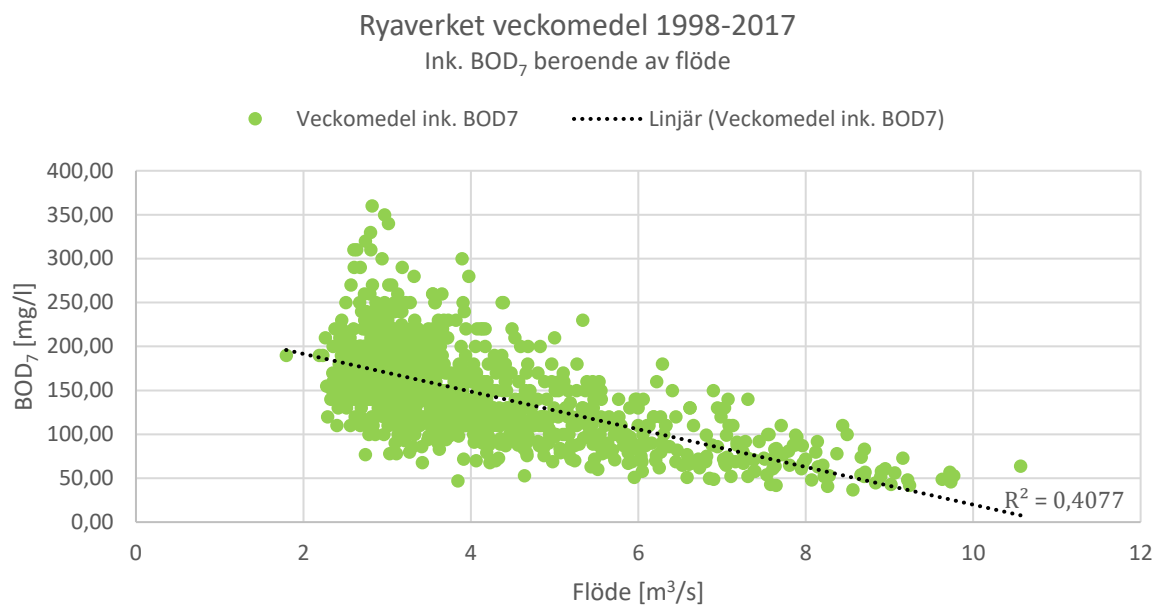
Figur 21. Diagram över inkommande mängd fosfor beroende av flöde perioden 1998–2017.



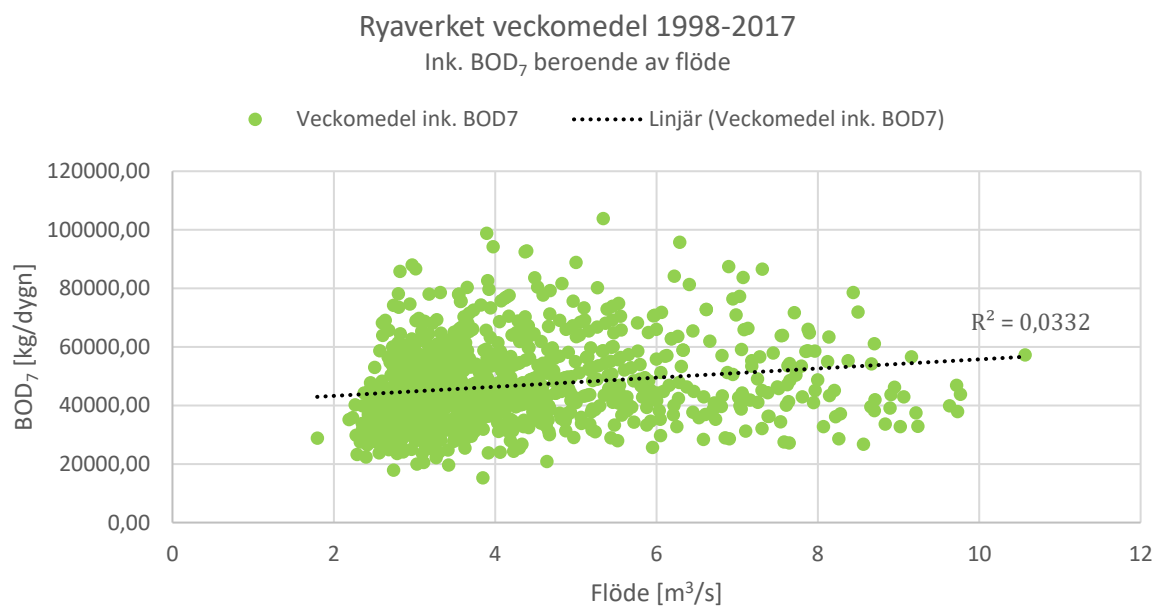
Figur 22. Diagram över inkommande koncentration kväve beroende av flöde perioden 1998–2017.



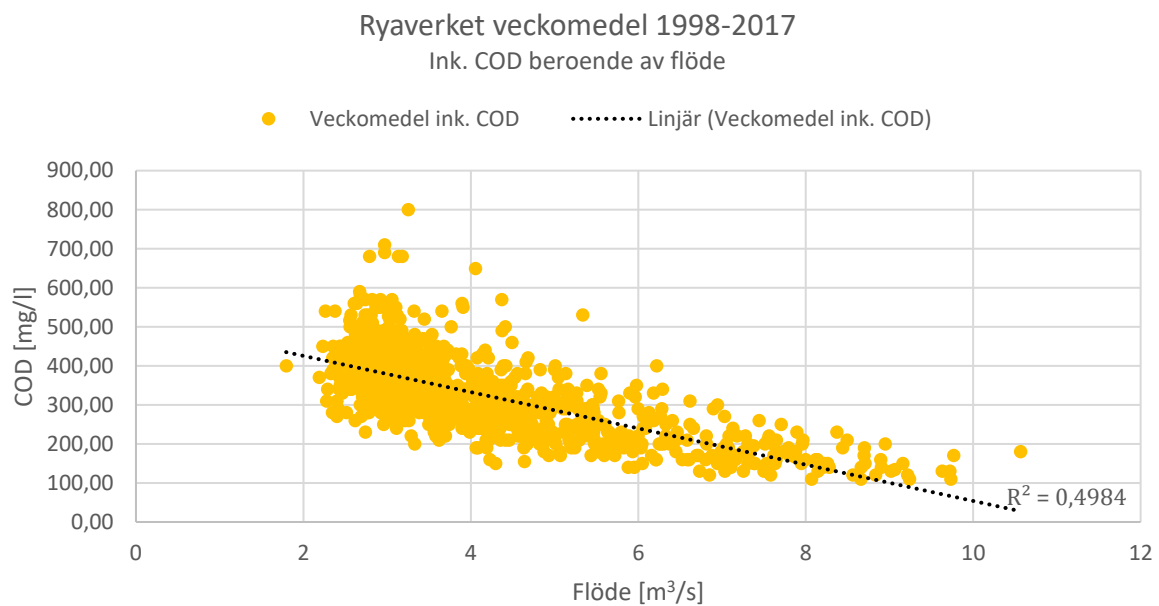
Figur 23. Diagram över inkommande mängd kväve beroende av flöde perioden 1998–2017.



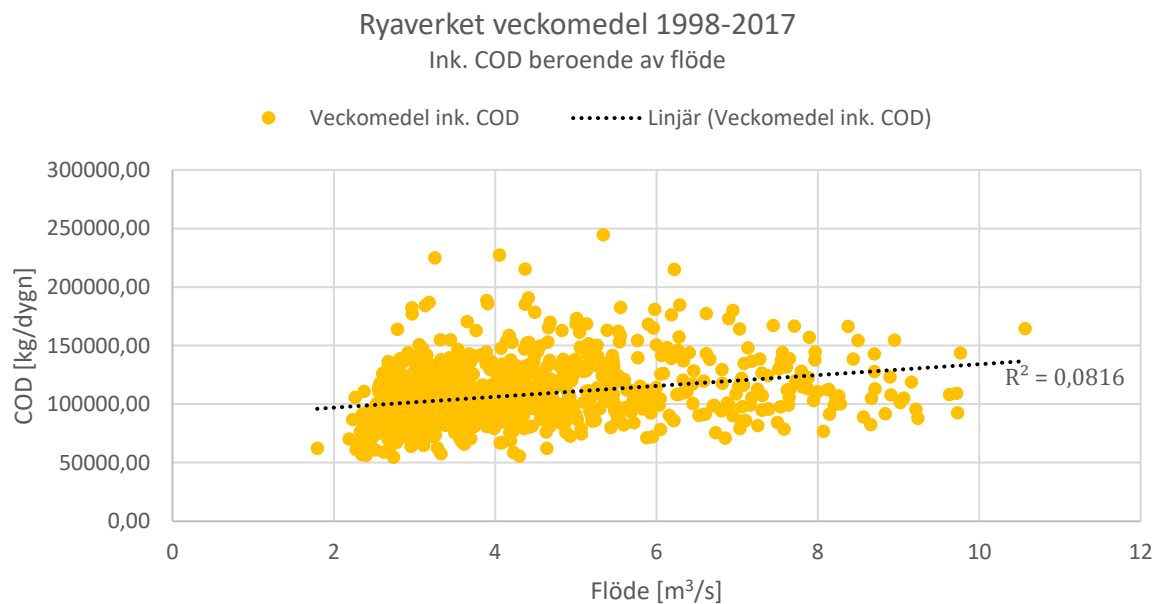
Figur 24. Diagram över inkommande koncentration BOD₇ beroende av flöde perioden 1998–2017.



Figur 25. Diagram över inkommande mängd BOD₇ beroende av flöde perioden 1998–2017.



Figur 26. Diagram över inkommande koncentration COD beroende av flöde perioden 1998–2017.



Figur 27. Diagram över inkommande mängd COD beroende av flöde perioden 1998–2017.

För samtliga föroreningar minskar ingående koncentration med ökat flöde, medan inkommande mängd ökar marginellt med ökat flöde.

Tabell 2. Tabell över determinationskoefficienten och konfidensintervall för respektive inkommande föroreningskoncentration beroende av flödet.

Förorening	R ²	Nedre konfidensintervall	Övre konfidensintervall	Trendlinjens lutning
Fosfor	0,6255	-0,6	-0,7	-0,67
Kväve	0,7048	-4,0	-4,4	-4,19
BOD ₇	0,4077	-23,0	-19,0	-21,4
COD	0,4984	-43,6	-49,3	-46,4

Kommentar. Värden hämtade från regressionsfunktionen i Excel.

Tabell 3. Tabell över determinationskoefficienten och konfidensintervall för respektive inkommande föroreningsmängd beroende av flödet.

Förorening	R ²	Nedre konfidensintervall	Övre konfidensintervall	Trendlinjens lutning
Fosfor	0,0199	12,4	31,0	21,8
Kväve	0,1229	250,9	348,3	299,7
BOD ₇	0,0332	1048,0	2071,0	1560,2
COD	0,0816	3690,0	5580,0	4635,1

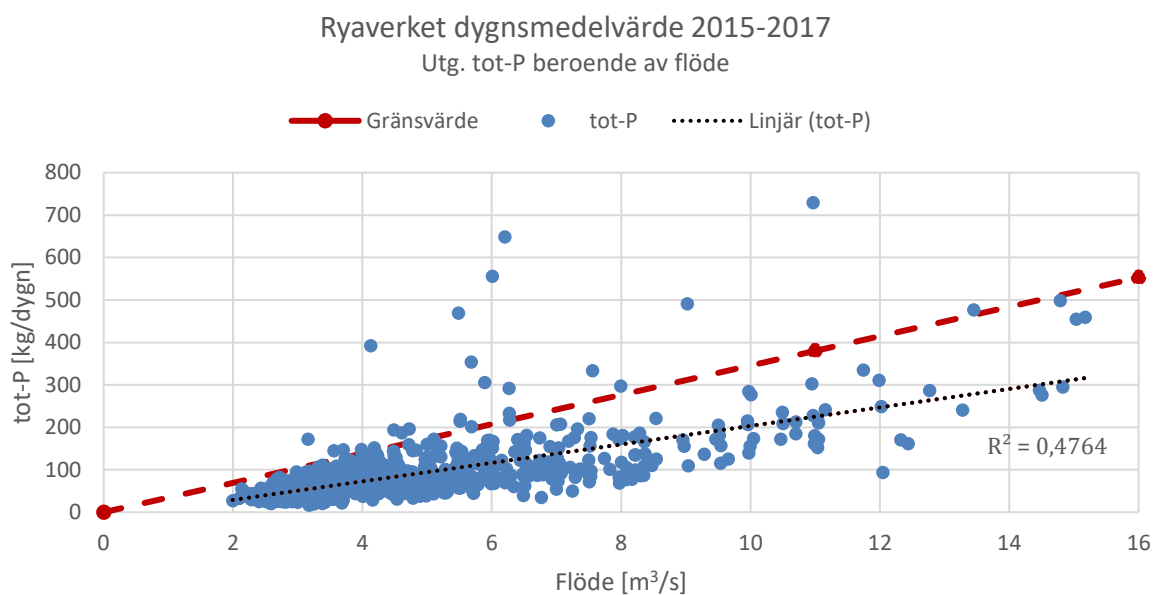
Kommentar. Värden hämtade från regressionsfunktionen i Excel.

4.3 Utspädningskänslighet

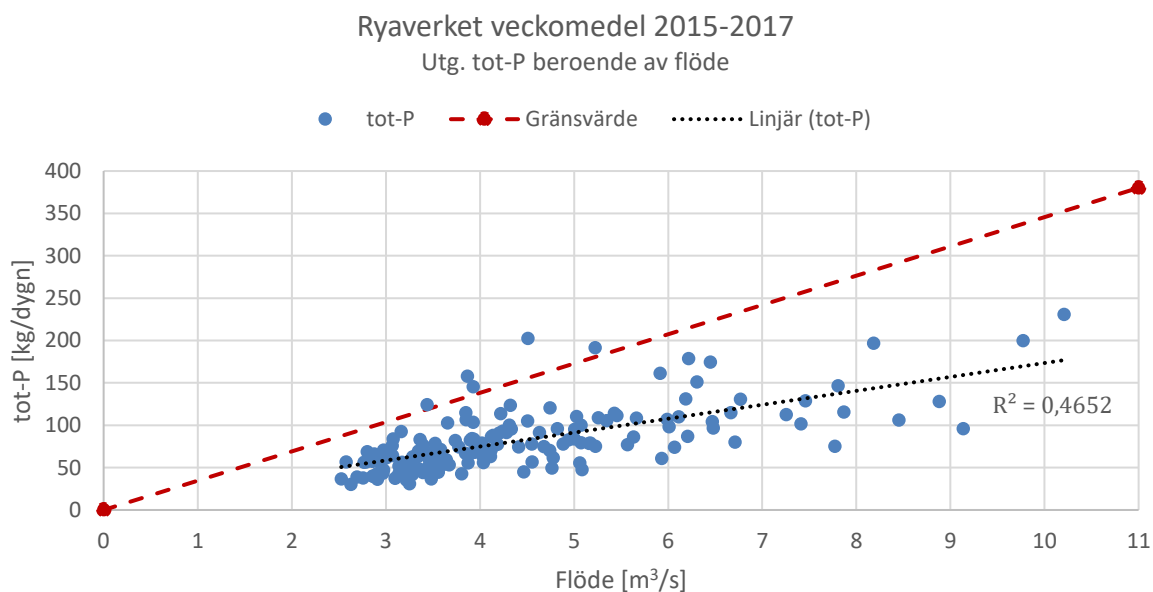
Diagram med avseende på utspädningskänslighet har tagits fram på diverse vis för att illustrera dygn- och veckomedelproblematiken, det långa tidsspannet men även skillnaden i äldre och nyare år för att koppla till investeringar gjorda i verket. Diagram har även tagits fram för att undersöka säsongsberoendet. Slutligen har även bräddning i ledningsnätet beaktats.

4.3.1 Diagram för dygnsmedelvärde respektive veckomedelvärde

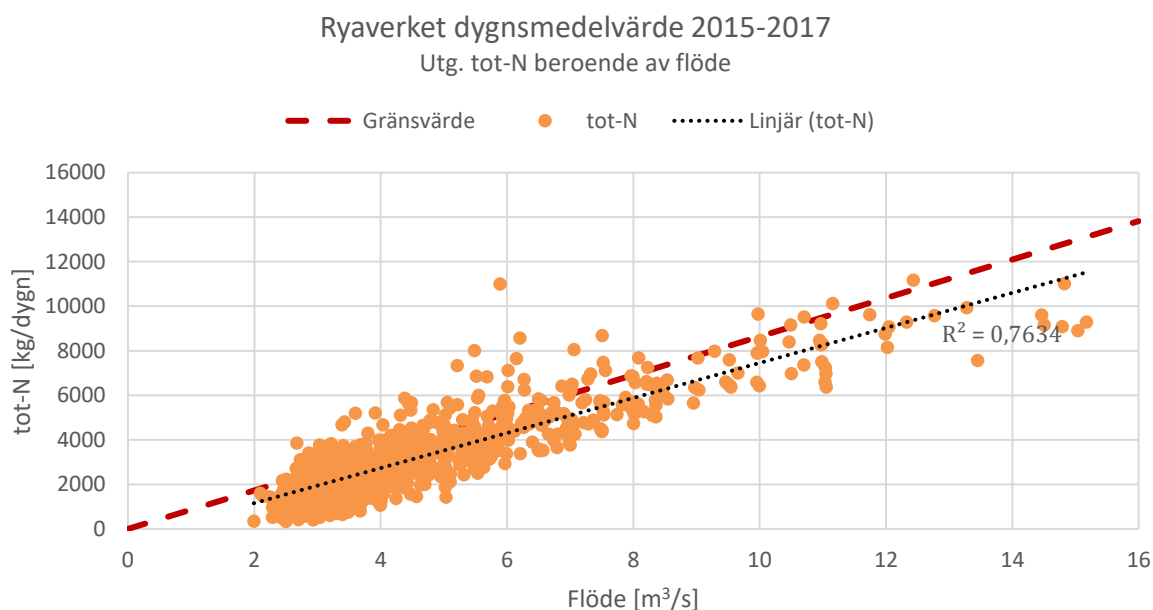
Diagram för utspädningskänsligheten för totalfosfor och totalkväve baserade på dygnsmedelvärden respektive veckomedelvärden ges av Figur 28–31. Notera att diagram för BOD₇ och COD inte har gjorts då dygnsmedelvärden för dessa inte fanns att tillgå.



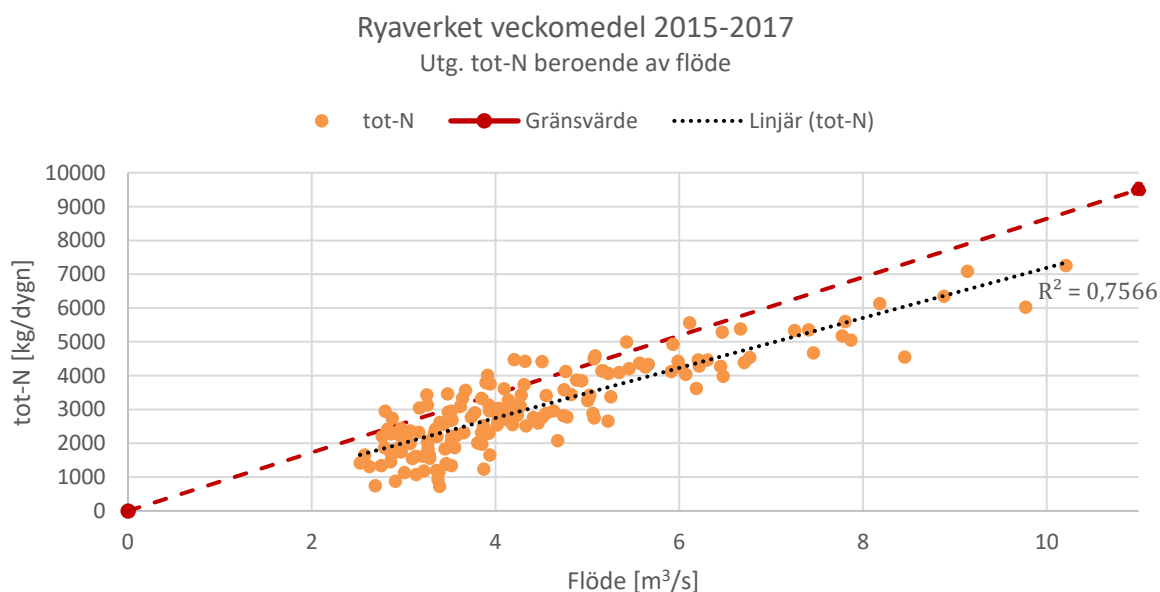
Figur 28. Diagram över utspädningskänsligheten för fosfor beroende av flöde perioden 2015–2017. Avser dygnsmedelvärden.



Figur 29. Diagram över utspädningskänsligheten för fosfor beroende av flöde perioden 2015–2017. Avser veckomedel.



Figur 30. Diagram över utspädningskänsligheten för kväve beroende av flöde perioden 2015–2017. Avser dygnsmedelvärden.



Figur 31. Diagram över utspädningskänsligheten för kväve beroende av flöde perioden 2015–2017. Avser veckomedel.

Tabell 4. Tabell över determinationskoefficienten och konfidensintervall för respektive utspädningskänslighet. Avser dygnsmedelvärde.

Förorening	R^2	Nedre konfidensintervall	Övre konfidensintervall	Trendlinjens lutning
Fosfor	0,4764	20,4	23,1	21,8
Kväve	0,7634	760,8	812,8	786,8

Kommentar. Värden hämtade från regressionsfunktionen i Excel.

Tabell 5. Tabell över determinationskoefficienten och konfidensintervall för respektive utspädningskänslighet. Avser veckomedel.

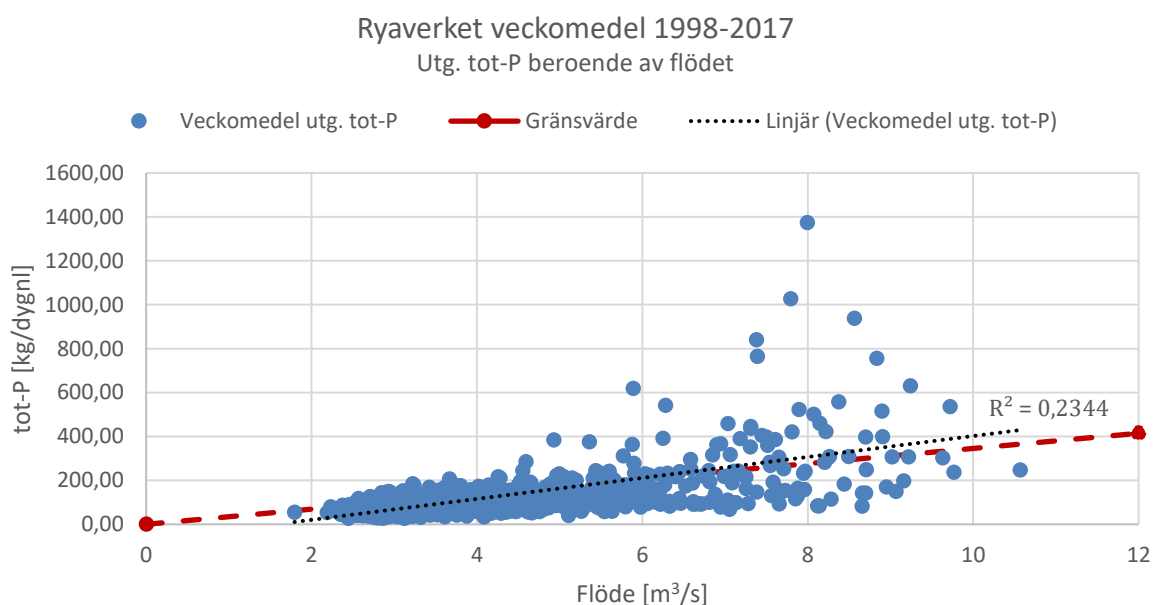
Förorening	R ²	Nedre konfidensintervall	Övre konfidensintervall	Trendlinjens lutning
Fosfor	0,4652	13,6	19,2	16,4
Kväve	0,7566	672,0	805,0	740,2

Kommentar. Värden hämtade från regressionsfunktionen i Excel.

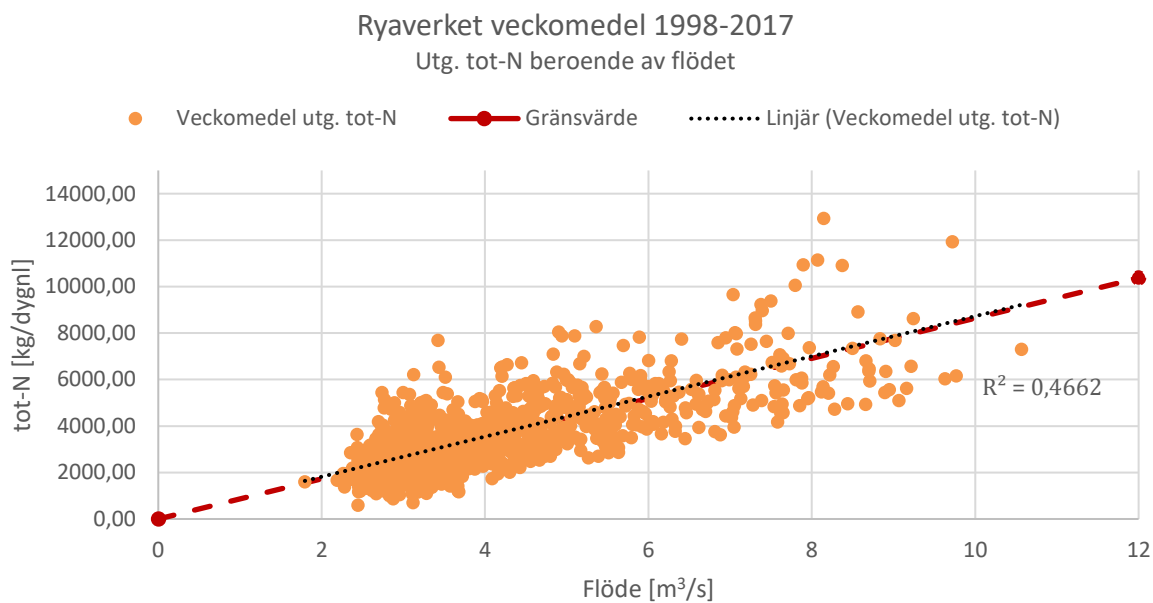
I Tabell 4 och 5 går det att utläsa att determinationskoefficienterna för dygns- respektive veckomedelvärden är snarlika.

4.3.2 Diagram för perioden 1998–2017

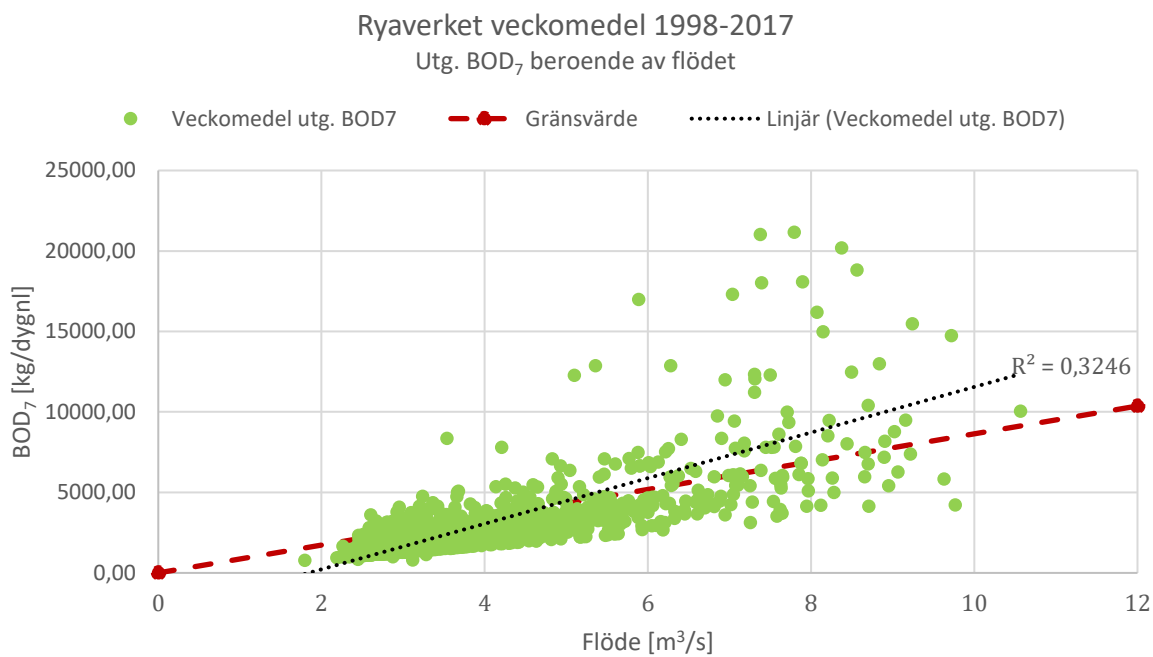
Diagram över utspädningskänsligheten för respektive utgående förorening, givet i veckomedel, redovisas i Figur 32–35. Determinationskoefficienten och konfidensintervall för respektive trend går att avläsa i Tabell 6.



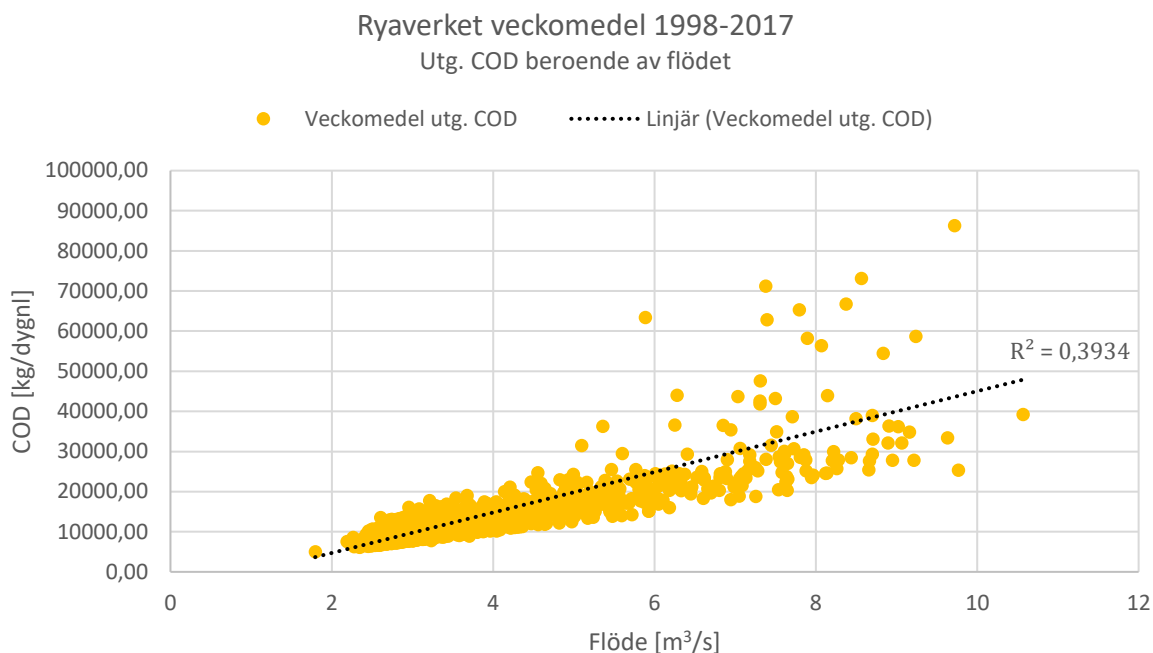
Figur 32. Diagram över utspädningskänsligheten för fosfor.



Figur 33. Diagram över utspädningskänsligheten för kväve.



Figur 34. Diagram över utspädningskänsligheten för BOD₇.



Figur 35. Diagram över utspädningskänsligheten för COD. Notera att gränsvärde för COD i nuläget saknas.

Generella trenden ges av att ökat inkommande flöde genererar större utgående mängd förorening.

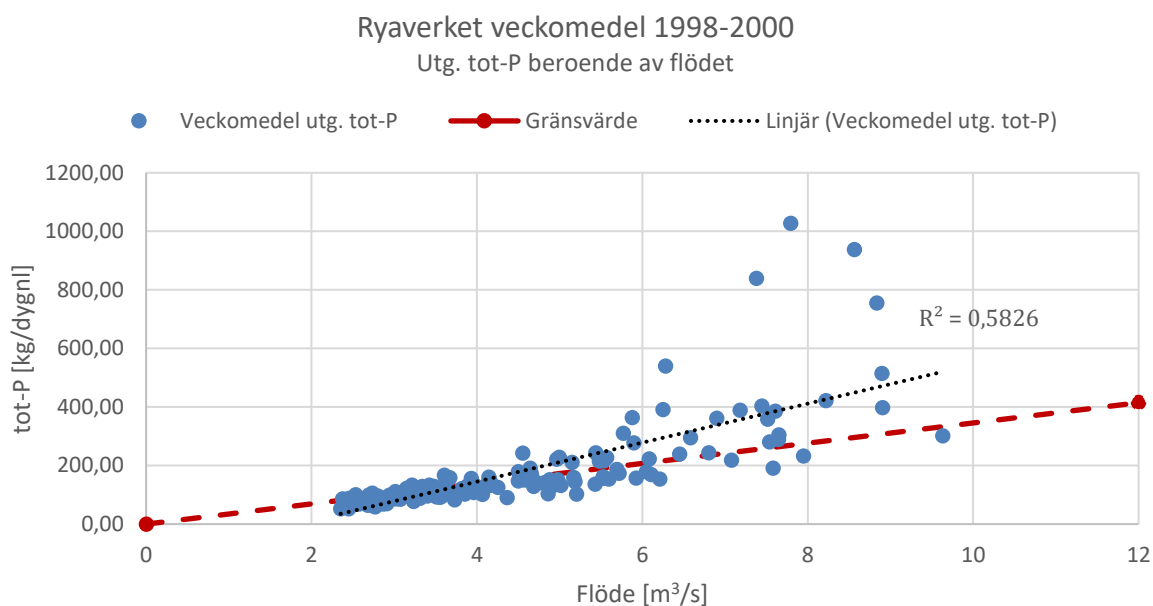
Tabell 6. Tabell över determinationskoefficienten och konfidensintervall för utspädningskänslighet hos respektive utgående förorening.

Förorening	R^2	Nedre konfidensintervall	Övre konfidensintervall	Trendlinjens lutning
Fosfor	0,2344	42,4	52,9	47,7
Kväve	0,4662	807,7	920,1	863,9
BOD ₇	0,3246	1292,4	1540,8	1416,6
COD	0,3934	4660,9	5422,0	5041,4

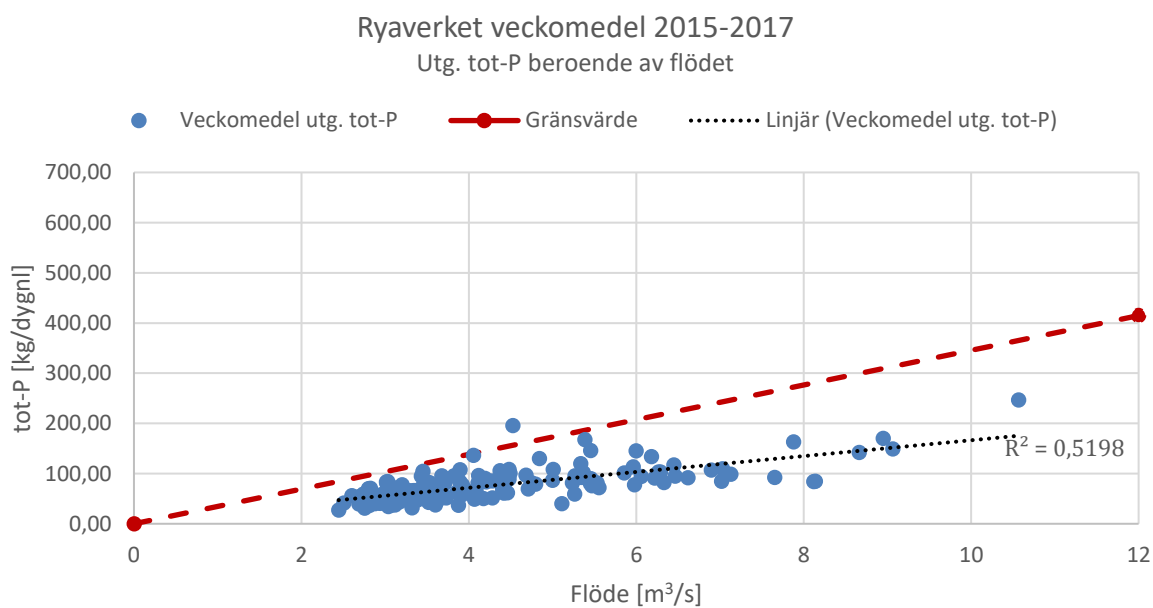
Kommentar. Värden hämtade från regressionsfunktionen i Excel.

4.3.3 Diagram för åren 1998–2000 och 2015–2017

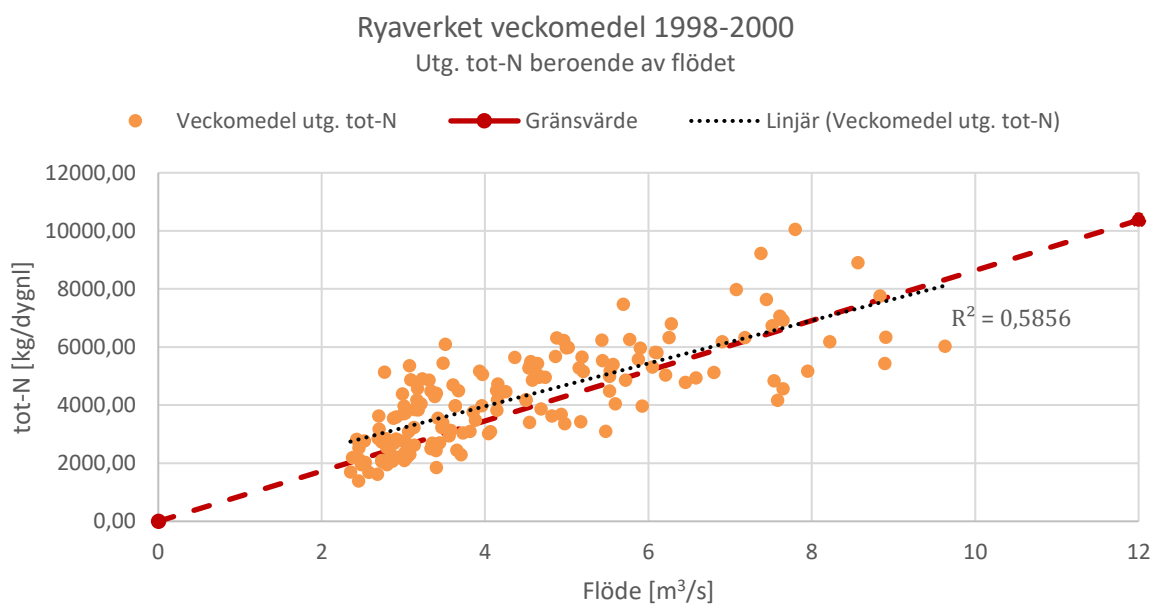
Utspädningskänsligheten för utgående föroreningar för tre tidiga respektive tre senare år för de två studerade decennierna går att avläsa i Figur 36–43. Determinationskoefficienten och konfidensintervall för respektive trend går att avläsa i Tabell 7 och 8.



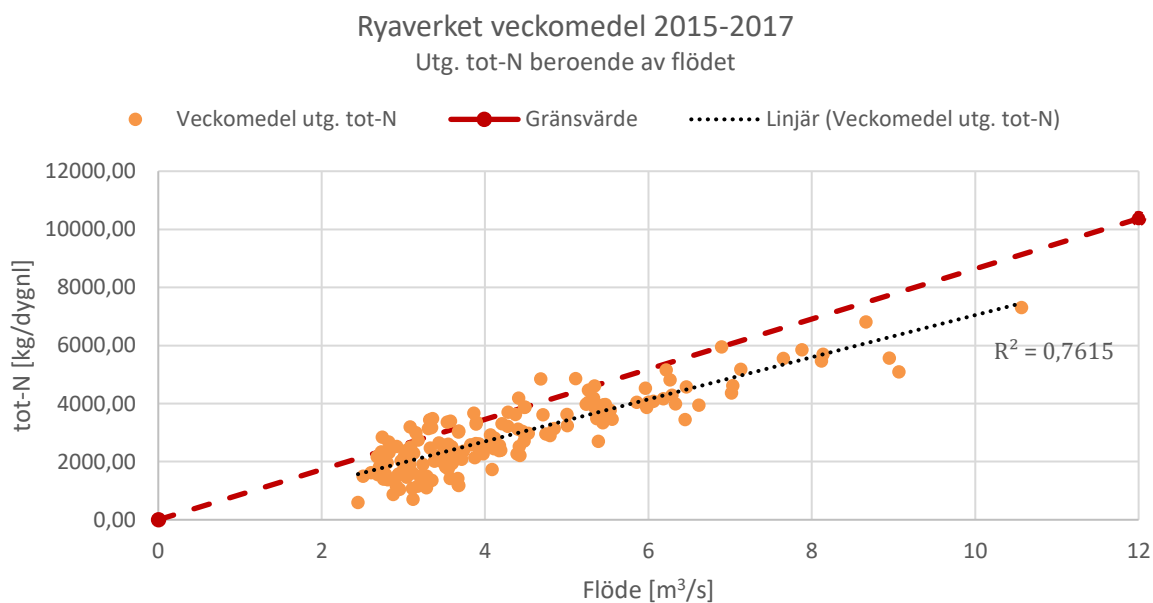
Figur 36. Diagram över utspädningskänsligheten för fosfor perioden 1998–2000.



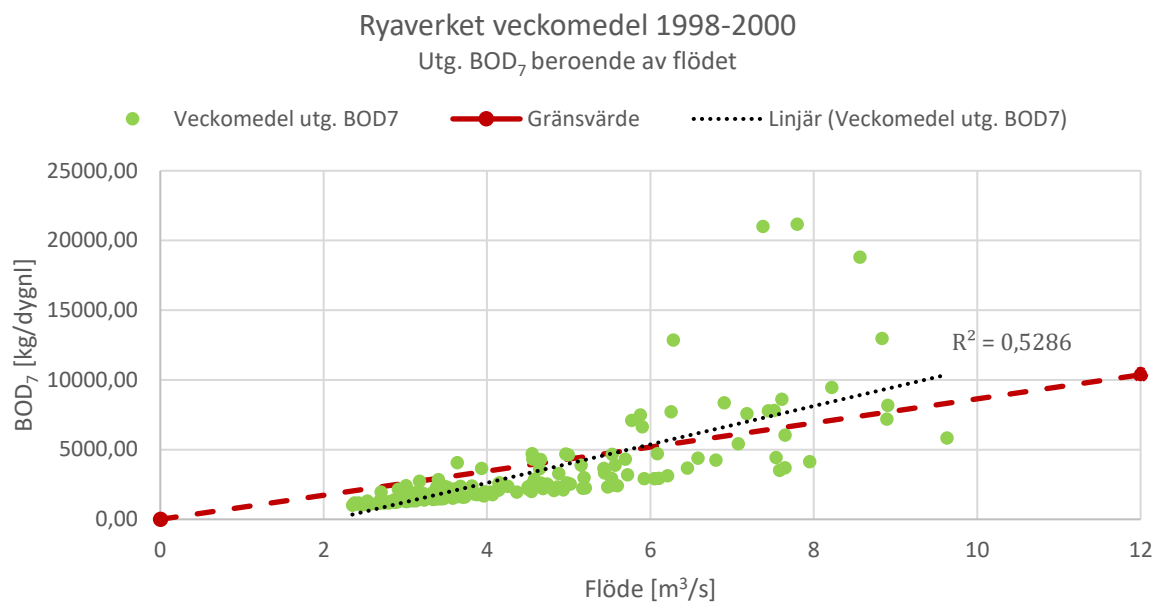
Figur 37. Diagram över utspädningskänsligheten för fosfor perioden 2015–2017.



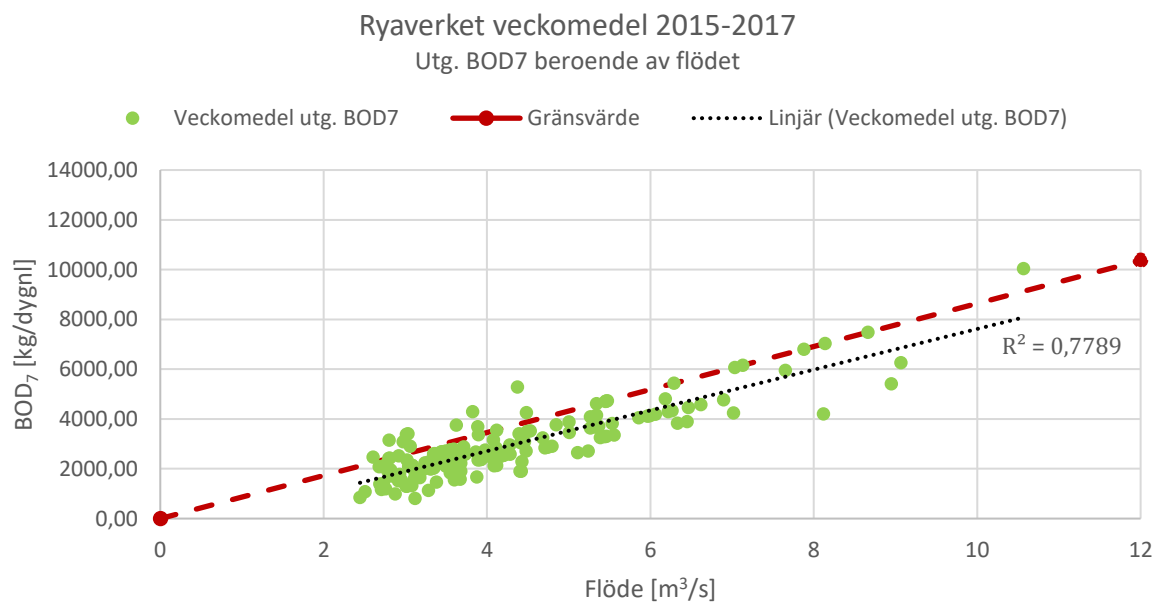
Figur 38. Diagram över utspädningskänsligheten för kväve perioden 1998–2000.



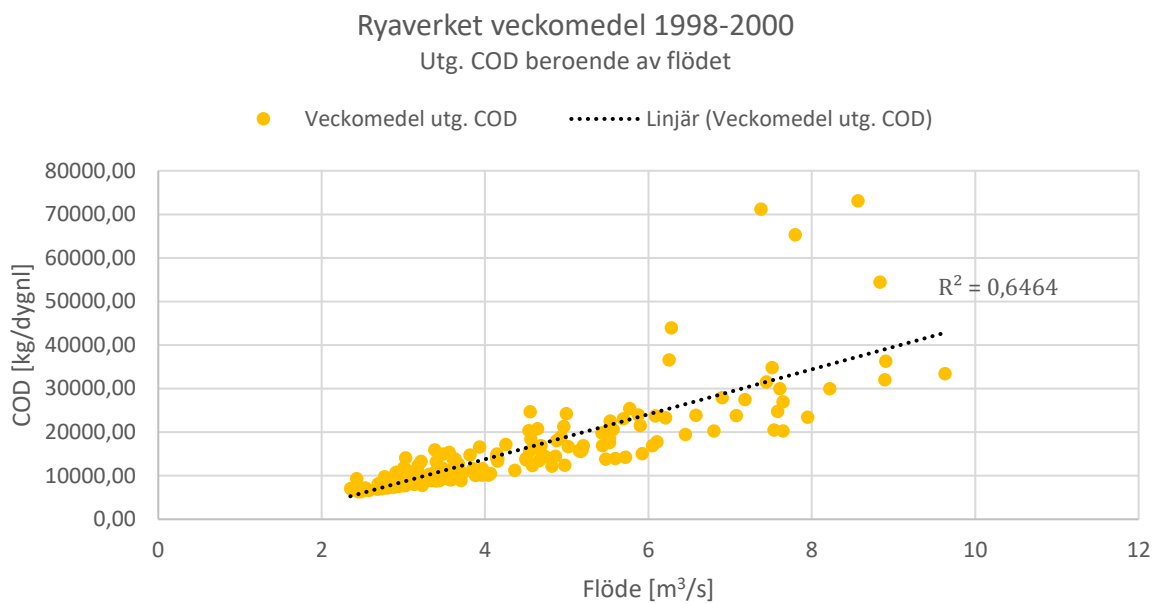
Figur 39. Diagram över utspädningskänsligheten för kväve perioden 2015–2017.



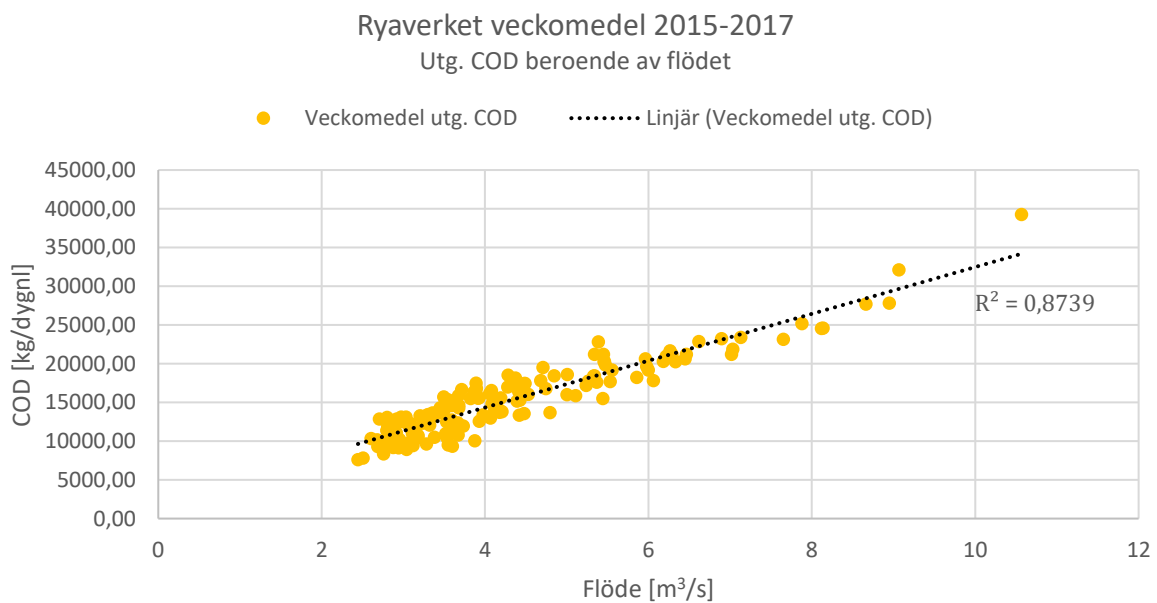
Figur 40. Diagram över utspädningskänsligheten för BOD₇ perioden 1998–2000.



Figur 41. Diagram över utspädningskänsligheten för BOD₇ perioden 2015–2017.



Figur 42. Diagram över utspädningskänsligheten för COD perioden 1998–2000. Notera att gränsvärde för COD i nuläget saknas.



Figur 43. Diagram över utspädningskänsligheten för COD perioden 2015–2017. Notera att gränsvärde för COD i nuläget saknas.

Generella trenden ges av att utgående föroreningsmängd är mindre för senare år än tidigare år.

Tabell 7. Tabell över determinationskoefficienten och konfidensintervall för utspädningskänslighet hos respektive utgående förorening. Avser perioden 1998–2000.

Förorening	R ²	Nedre konfidensintervall	Övre konfidensintervall	Trendlinjens lutning
Fosfor	0,5826	57,7	75,6	66,6
Kväve	0,5856	639,0	836,6	737,8
BOD ₇	0,5286	1171,5	1586,0	1378,7
COD	0,6464	4550,5	5765,0	5157,7

Kommentar. Värden hämtade från regressionsfunktionen i Excel.

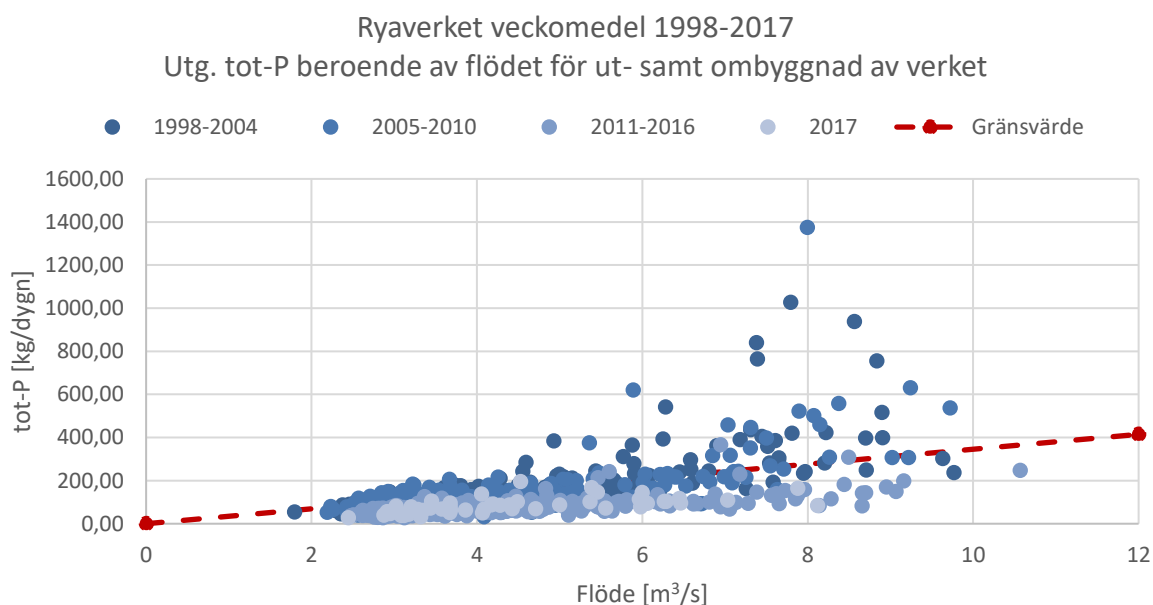
Tabell 8. Tabell över determinationskoefficienten och konfidensintervall för utspädningskänslighet hos respektive utgående förorening. Avser perioden 2015–2017.

Förorening	R ²	Nedre konfidensintervall	Övre konfidensintervall	Trendlinjens lutning
Fosfor	0,5198	14,0	18,8	15,8
Kväve	0,7615	661,2	793,0	724,7
BOD ₇	0,7789	770,0	907,6	817,9
COD	0,8739	2862,0	3233,0	3022,7

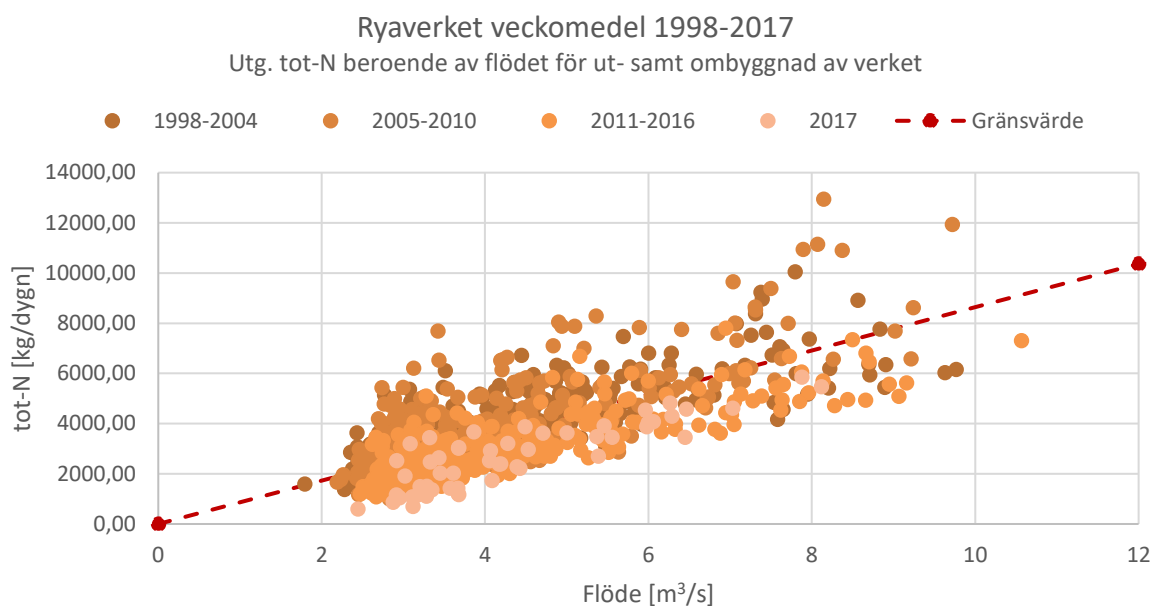
Kommentar. Värden hämtade från regressionsfunktionen i Excel.

4.3.4 Diagram beroende av ombyggnationer

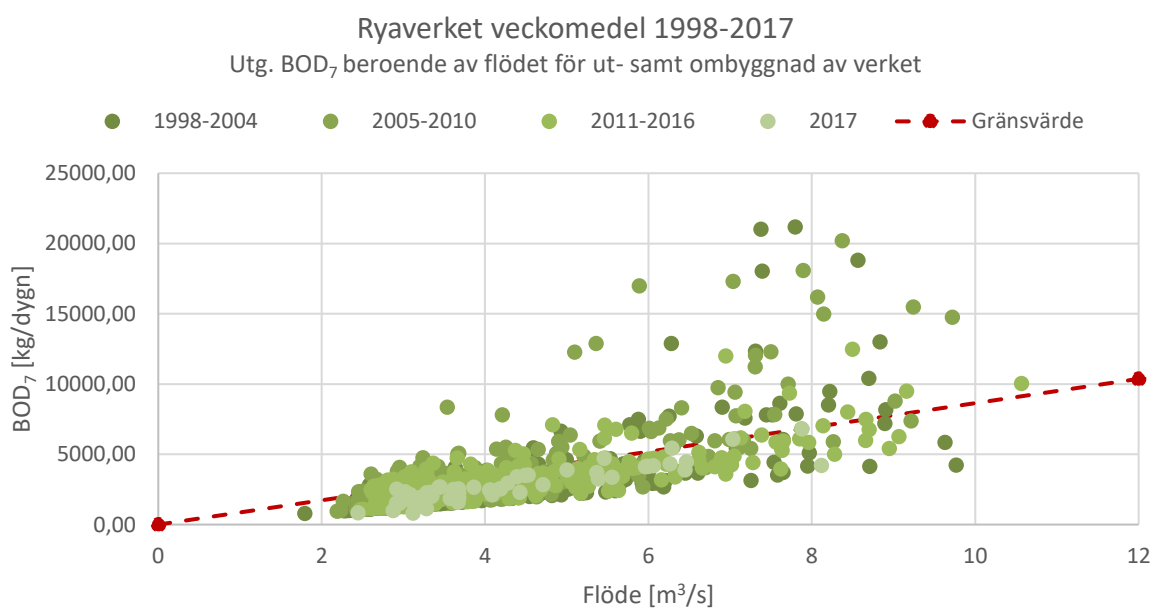
Diagram framtagna över utspädningskänsligheten, sorterade efter ut- och ombyggnationer, för aktuella föroreningar går att skåda i Figur 44–47.



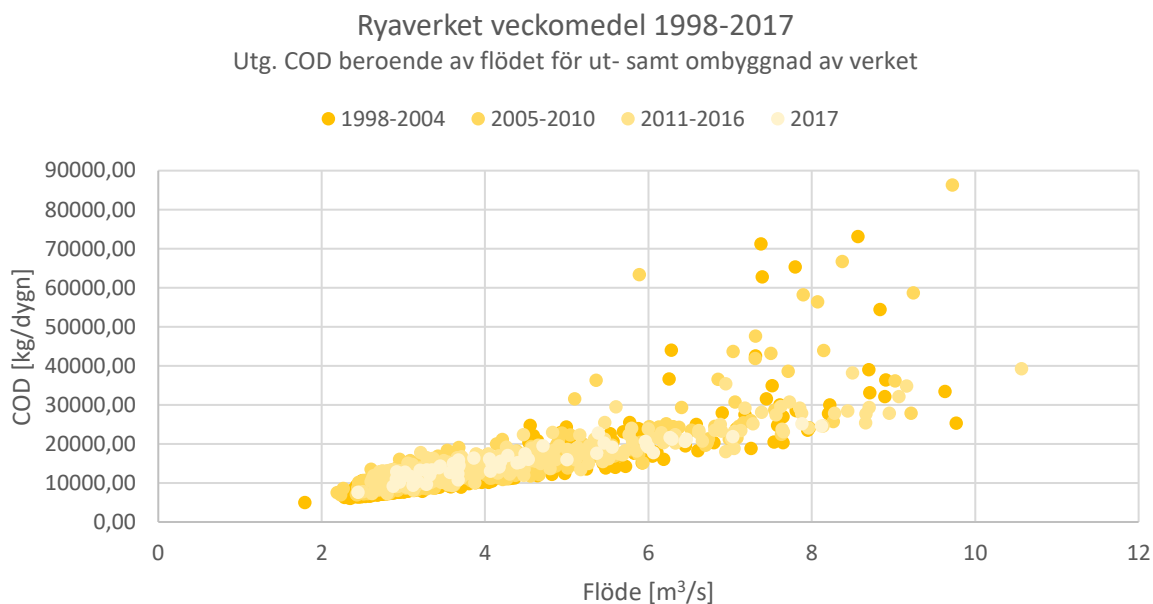
Figur 44. Diagram över utspädningskänsligheten för utgående fosfor för åren 1998–2017, sorterade efter ut- och ombyggnation av verket.



Figur 45. Diagram över utspädningskänsligheten för utgående kväve för åren 1998–2017, sorterade efter ut- och ombyggnation av verket.



Figur 46. Diagram över utspädningskänsligheten för utgående BOD₇ för åren 1998–2017, sorterade efter ut- och ombyggnation av verket.

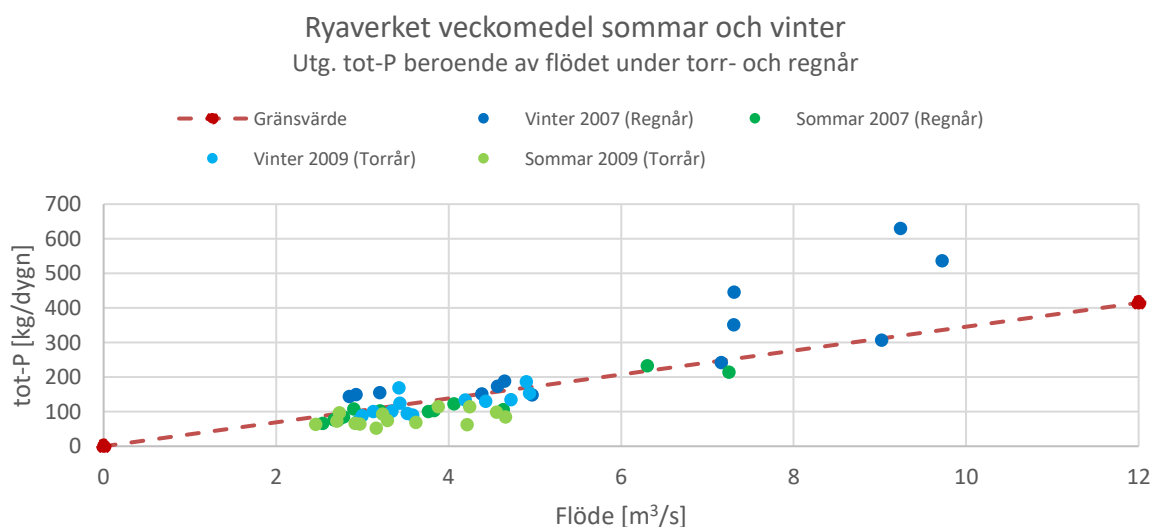


Figur 47. Diagram över utspädningskänsligheten för utgående COD för åren 1998–2017, sorterade efter ut- och ombyggnation av verket. Notera att gränsvärde för COD i nuläget saknas.

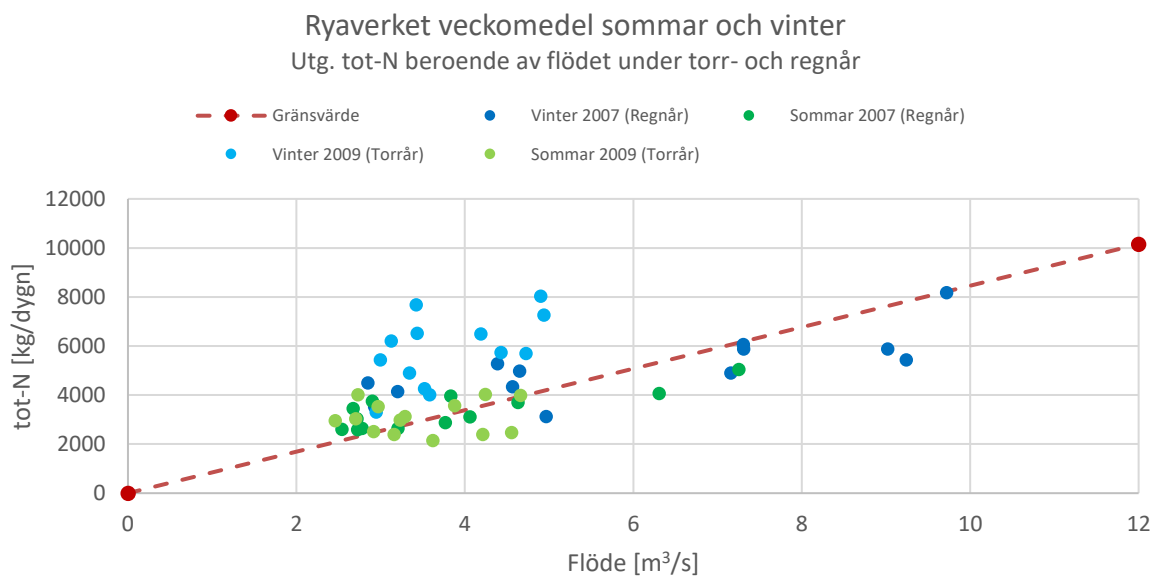
Generella trenden ges av att utgående föroreningsmängd minskar med varje nyinvestering, särskilt för totalfosfor och totalkväve.

4.3.5 Diagram för sommar och vinter

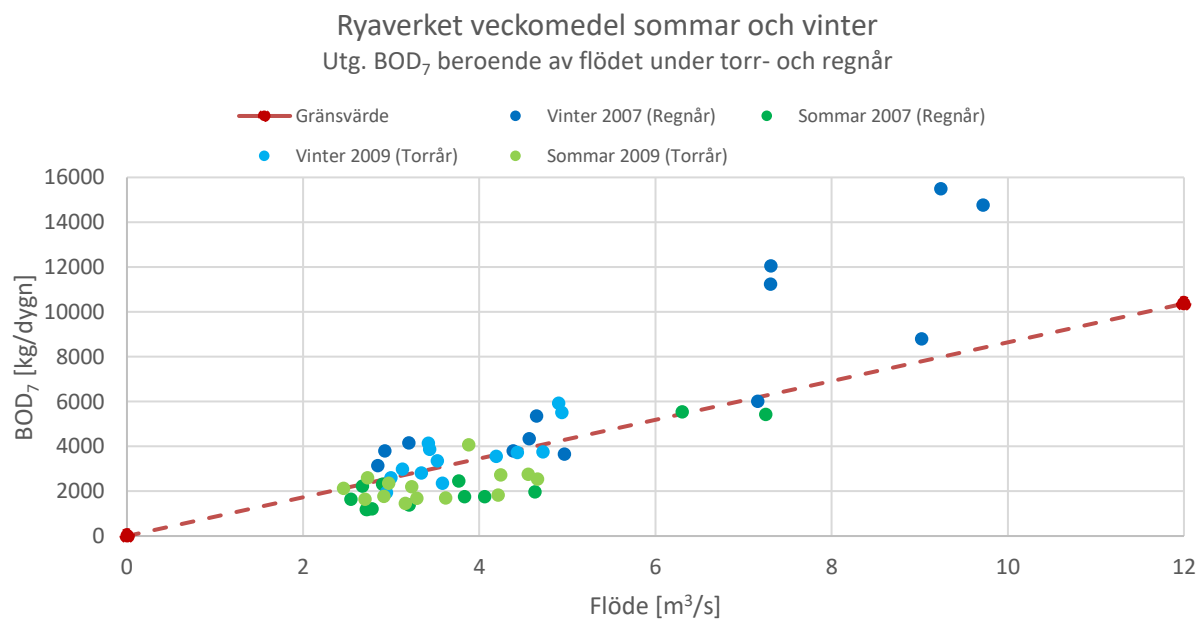
I diagram nedan illustreras utspädningskänsligheten för de olika föroreningarna, för sommar respektive vintermånader under ett år med hög avrinning, år 2007, respektive ett år med låg avrinning, år 2009, se Figur 48–51.



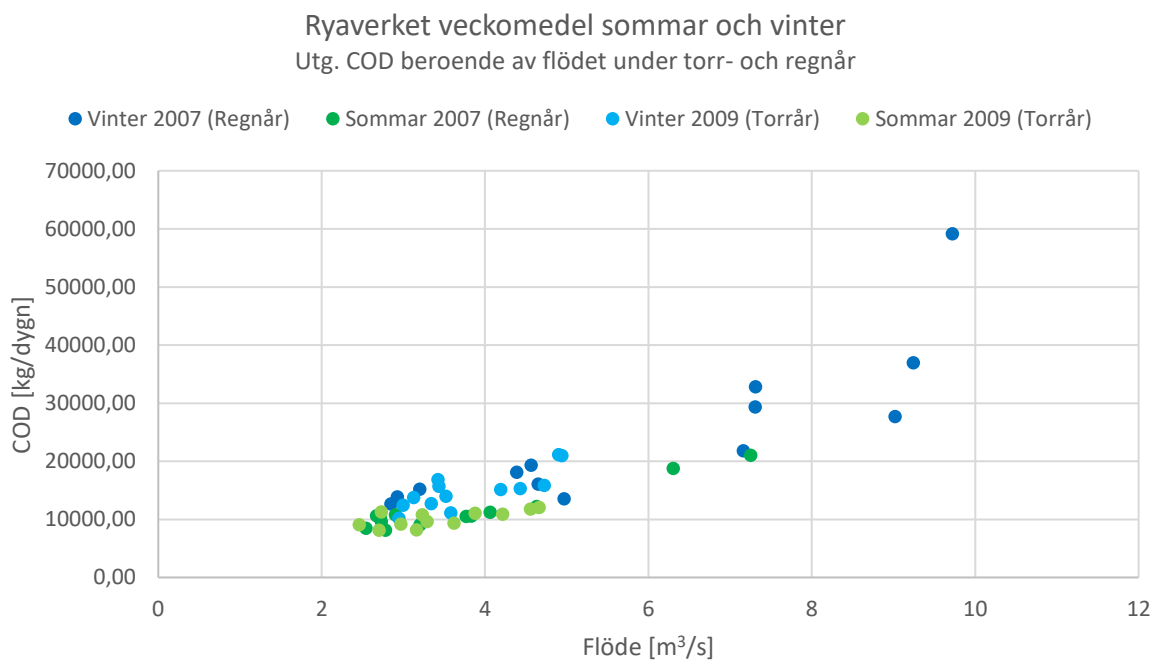
Figur 48. Diagram över utspädningskänsligheten för utgående fosfor för olika säsonger och år.



Figur 49. Diagram över utspädningskänsligheten för utgående kväve för olika säsonger och år.



Figur 50. Diagram över utspädningskänsligheten för utgående BOD₇ för olika säsonger och år.

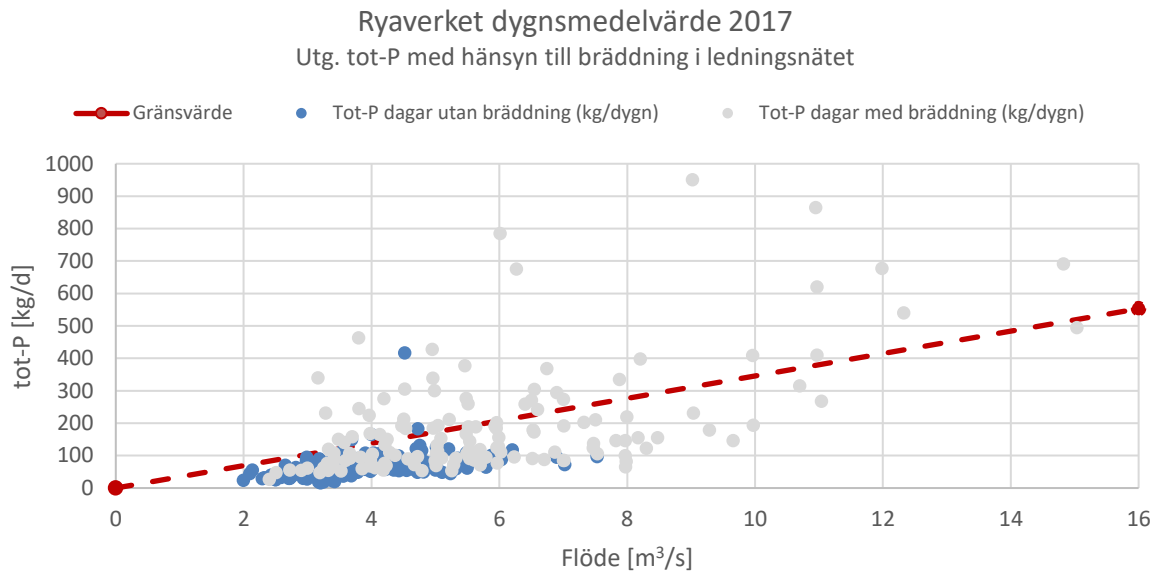


Figur 51. Diagram över utspädningskänsligheten för utgående COD för olika säsonger och år. Notera att gränsvärde för COD i nuläget saknas.

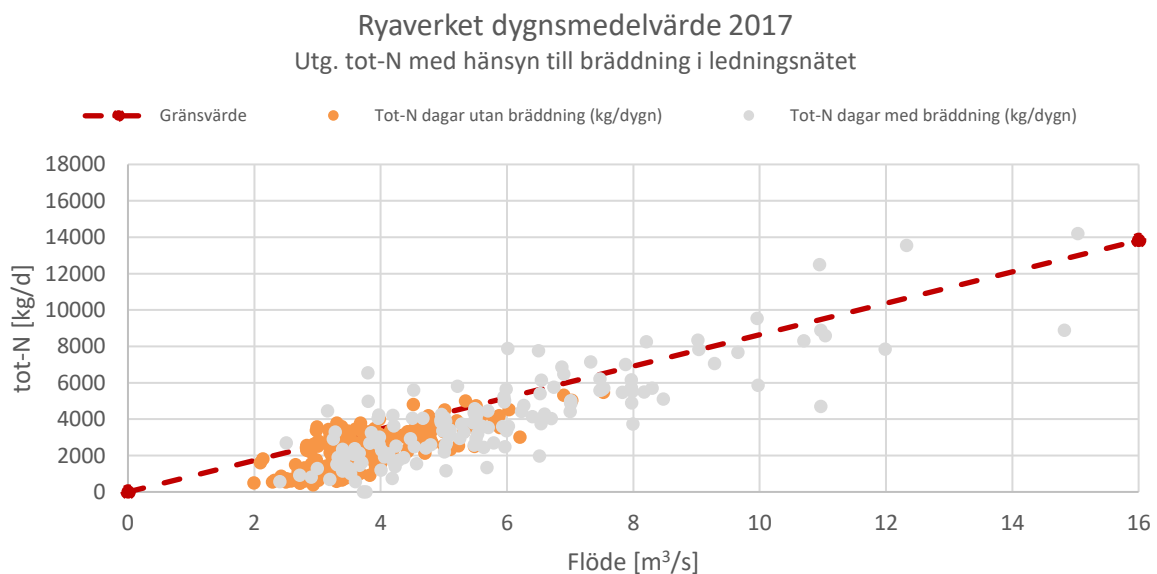
Generella trenden ges av att utgående föroreningsmängd minskar med högre temperatur och lägre flöde. Detta skiljer sig dock något för totalkväve.

4.3.6 Diagram med hänsyn till bräddning på ledningsnätet

Diagram över utspädningskänsligheten för totalfosfor och totalkväve, givet i dygnsmedelvärde för år 2017, med hänsyn till bräddning i ledningsnätet går att skåda i Figur 52 och 53. Notera att diagram för BOD₇ och COD inte har gjorts då dygnsmedelvärden för dessa inte fanns att tillgå. Punkter markerade ”utan bräddning” avser total föroreningsmängd i utgående vatten beroende av inkommande flöde till verket, medan punkter markerade ”med bräddning” avser total föroreningsmängd i utgående vatten beroende av inkommande flöde till verket samt bräddning i ledningsnät.



Figur 52. Diagram över utspädningskänsligheten för fosfor med hänsyn tagen till bräddning på ledningsnätet.



Figur 53. Diagram över utspädningskänsligheten för kväve med hänsyn tagen till bräddning på ledningsnätet.

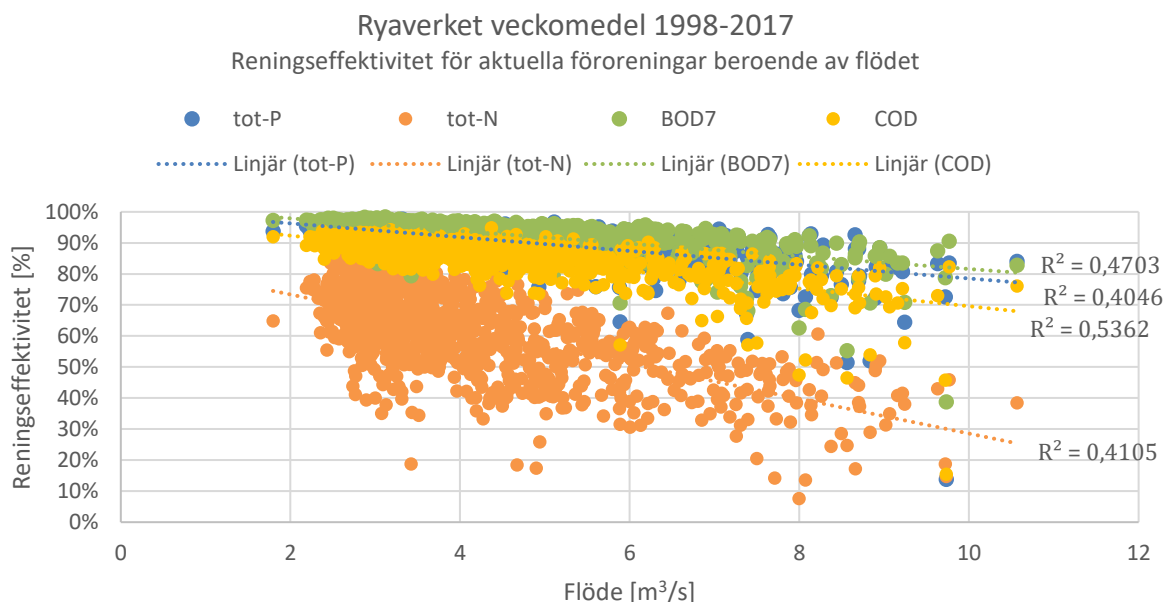
Generella trenden ges av att dagar med bräddning genererar högre utgående mängd föroreningar.

4.4 Reningseffektivitet

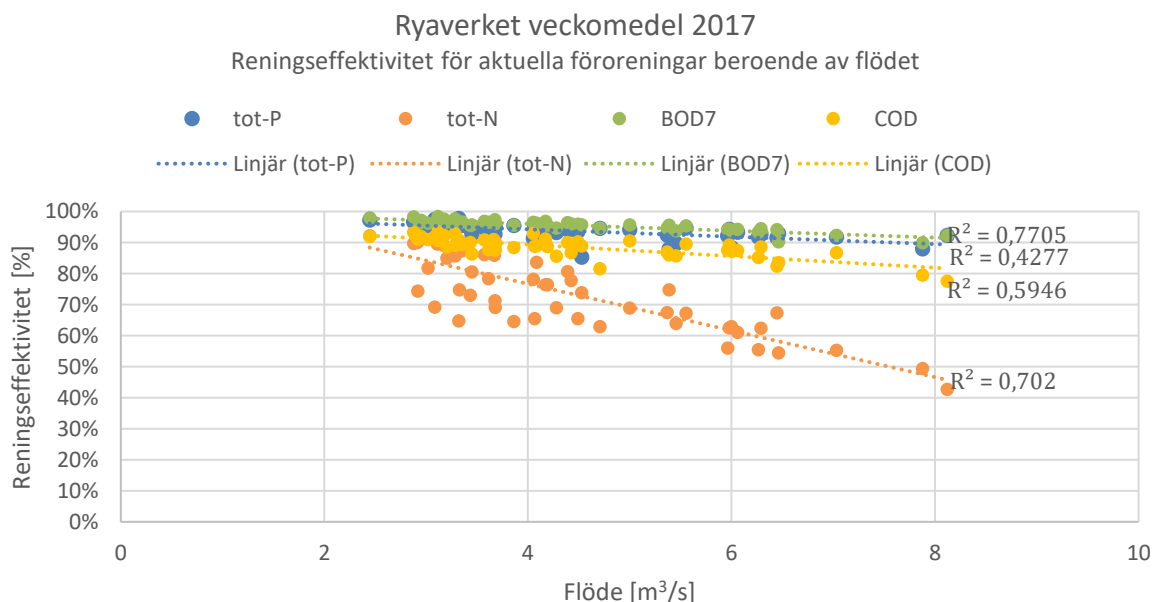
Diagram med avseende på reningseffektiviteten har tagits fram för samtliga föroreningar och över hela tidsperioden som studeras. Reningseffektiviteten har även kopplats till temperatur, flöde och säsong.

4.4.1 Diagram för perioden 1998–2017 och år 2017

Reningseffektiviteten för aktuella föroreningar beroende av flödet för perioden 1998–2017 går att studera i Figur 54 och för år 2017 i Figur 55. Determinationskoefficienten och konfidensintervall går att avläsa i Tabell 9 respektive 10. I Tabell 11 redovisas för år 2017 trendlinjens ekvation samt minskning i reningseffektivitet beroende av flödet för respektive förorening. För diagram som visar föroreningarna enskilt, se Bilaga 2.



Figur 54. Diagram över reningseffektiviteten för aktuella föroreningar perioden 1998–2017.



Figur 55. Diagram över reningseffektiviteten för aktuella föroreningar år 2017.

Generella trenden ges av att reningseffektiviteten ökar med lägre inkommande flöden.

Tabell 9. Tabell över determinationskoefficienten och konfidensintervall för reningseffektiviteten hos respektive utgående förorening. Avser perioden 2015–2017.

Förorening	R ²	Nedre konfidensintervall	Övre konfidensintervall	Trendlinjens lutning
Fosfor	0,4046	-0,023	-0,020	-0,022
Kväve	0,4105	-0,060	-0,052	-0,056
BOD ₇	0,4703	-0,022	-0,019	-0,020
COD	0,5362	-0,030	-0,027	-0,028

Kommentar. Värden hämtade från regressionsfunktionen i Excel.

Tabell 10. Tabell över determinationskoefficienten och konfidensintervall för reningseffektiviteten hos respektive utgående förorening. Avser år 2017.

Förorening	R ²	Nedre konfidensintervall	Övre konfidensintervall	Trendlinjens lutning
Fosfor	0,4277	-0,016	-0,008	-0,012
Kväve	0,7020	-0,089	-0,060	-0,075
BOD ₇	0,7705	-0,013	-0,009	-0,011
COD	0,5946	-0,023	-0,014	-0,019

Kommentar. Värden hämtade från regressionsfunktionen i Excel.

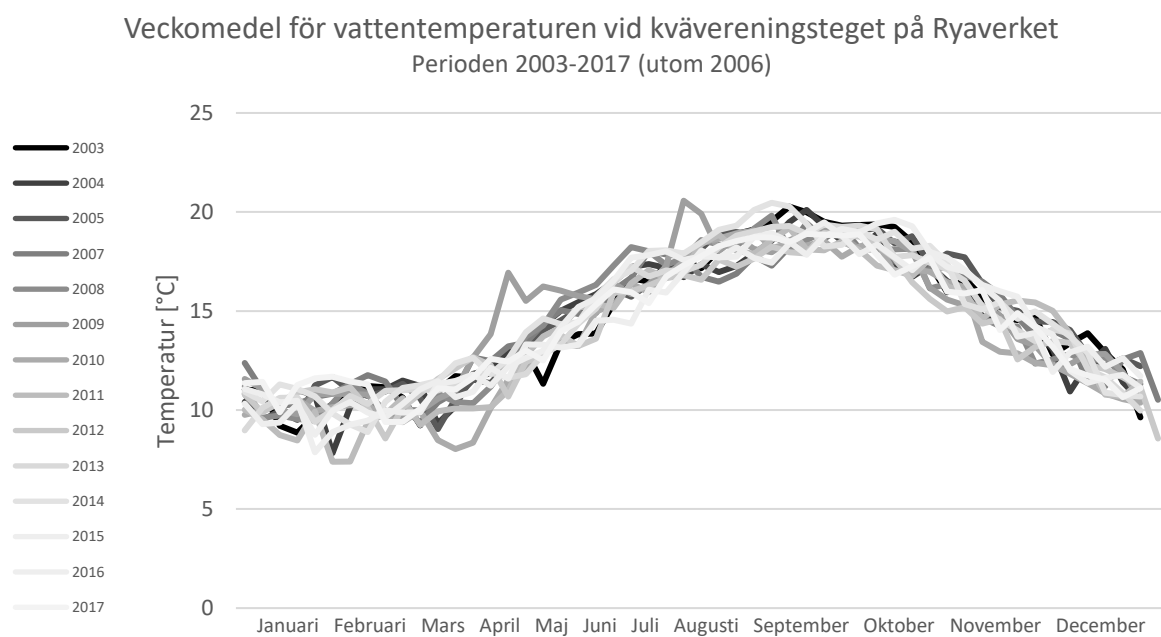
Tabell 11. Tabell över utgående föroreningsmängder vid ett ökat flöde. Avser år 2017.

Förorening	Minskning i reningseffektivitet, %, vid 1 m ³ /s ökat flöde	Medel utgående föroreningsmängd, kg/dygn	Medel utgående föroreningsmängd, kg, för ett helt år	Ökning utgående föroreningsmängd, kg, för ett helt år, vid 1 m ³ /s ökat flöde
Fosfor	0,8–1,6	82	30 017	240–480
Kväve	6,0–8,9	2 722	993 672	59 620–88 437
BOD ₇	0,9–1,3	2 860	1 043 931	9 395–13 571
COD	1,4–2,3	15 565	5 681 358	79 539–130 671

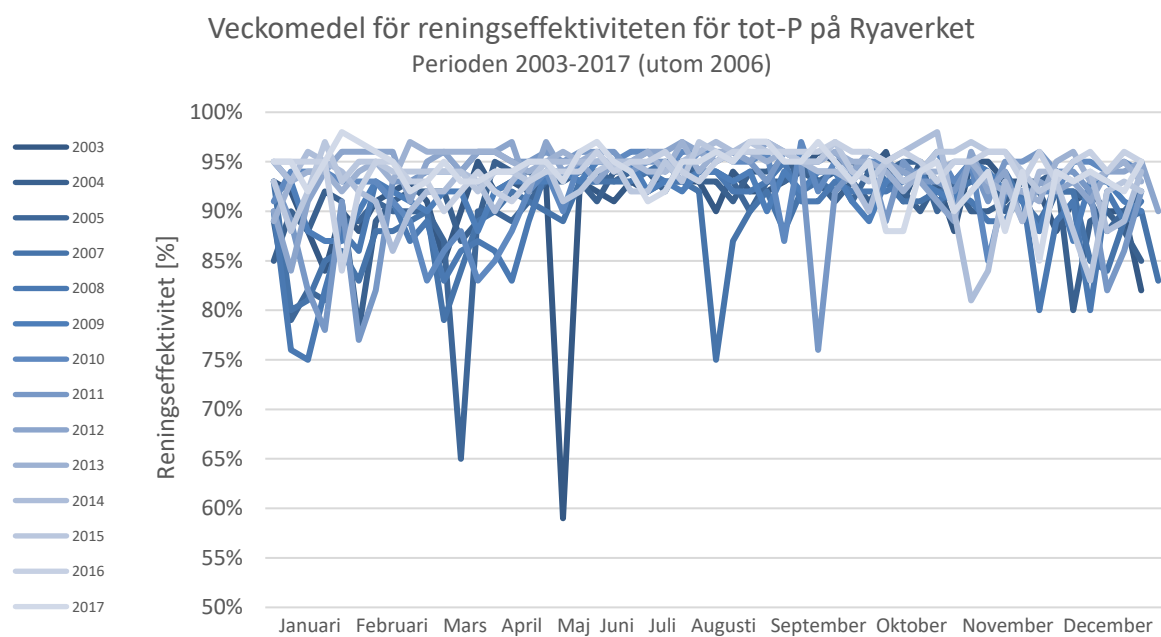
Kommentar. Värden är beräknade baserat på konfidensintervall givna i Tabell 10.

4.4.2 Diagram beroende av temperatur

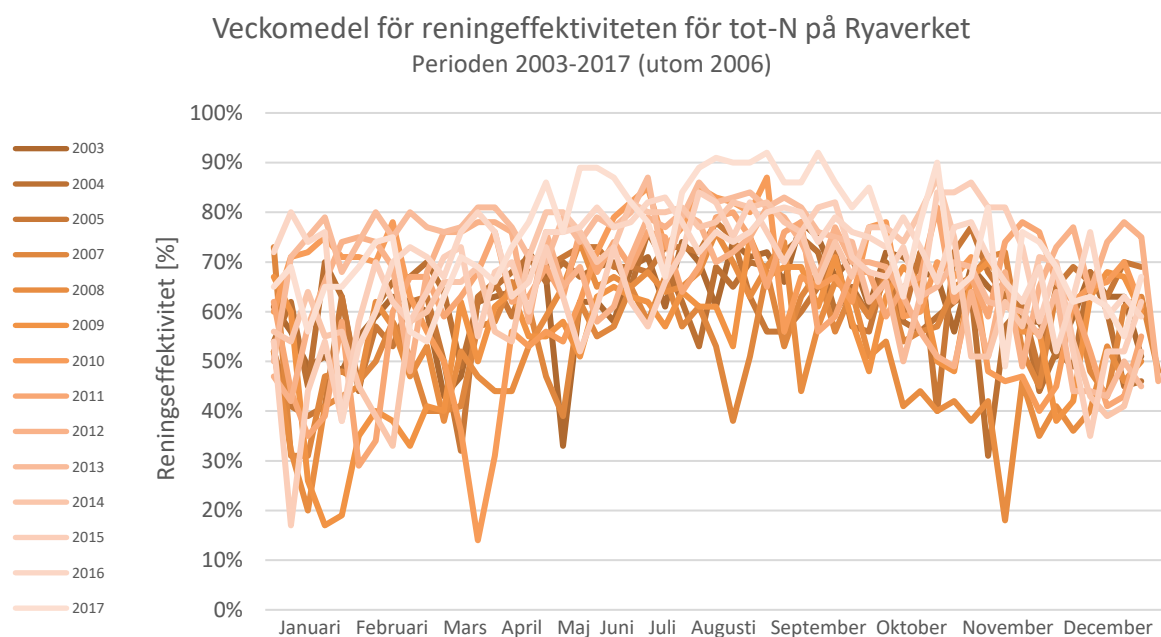
Variationen i vattentemperatur för åren 2003–2017, förutom 2006, vid kväverenningssteget illustreras i Figur 56. Reningseffektiviteten för respektive förorening vid samma period går att skåda i Figur 57–70. För några enskilda år redovisas även diagram för vattentemperatur och förorening, se Figur 61–64. För samtliga diagram beroende av temperatur för enskilda år, se Bilaga 3.



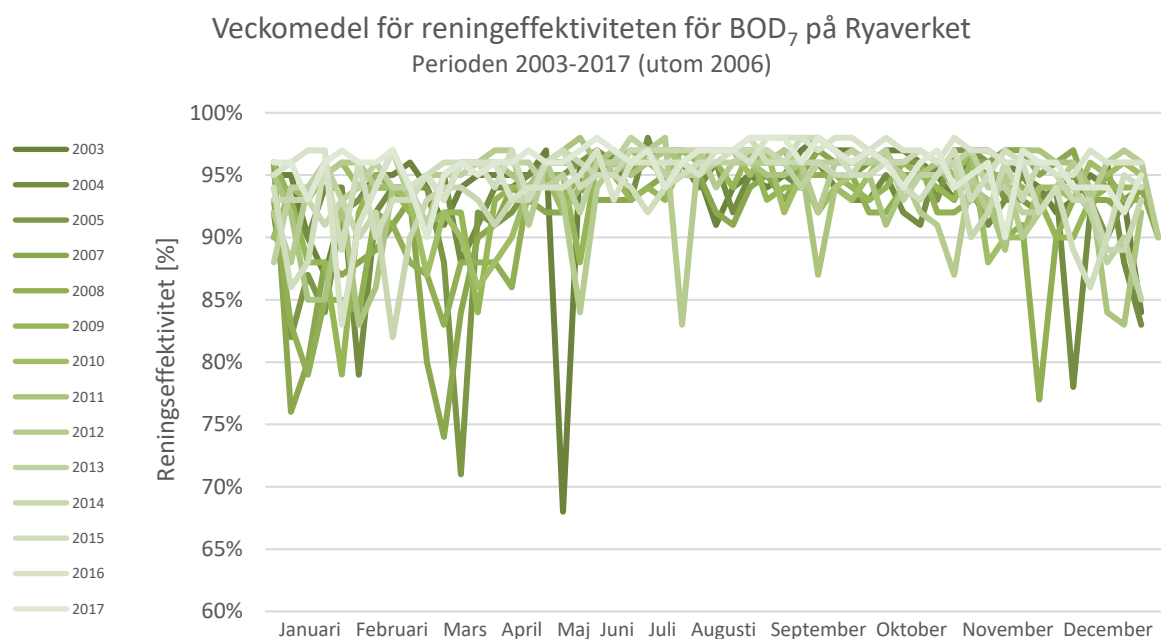
Figur 56. Diagram över vattentemperaturen vid kvävereningssteget.



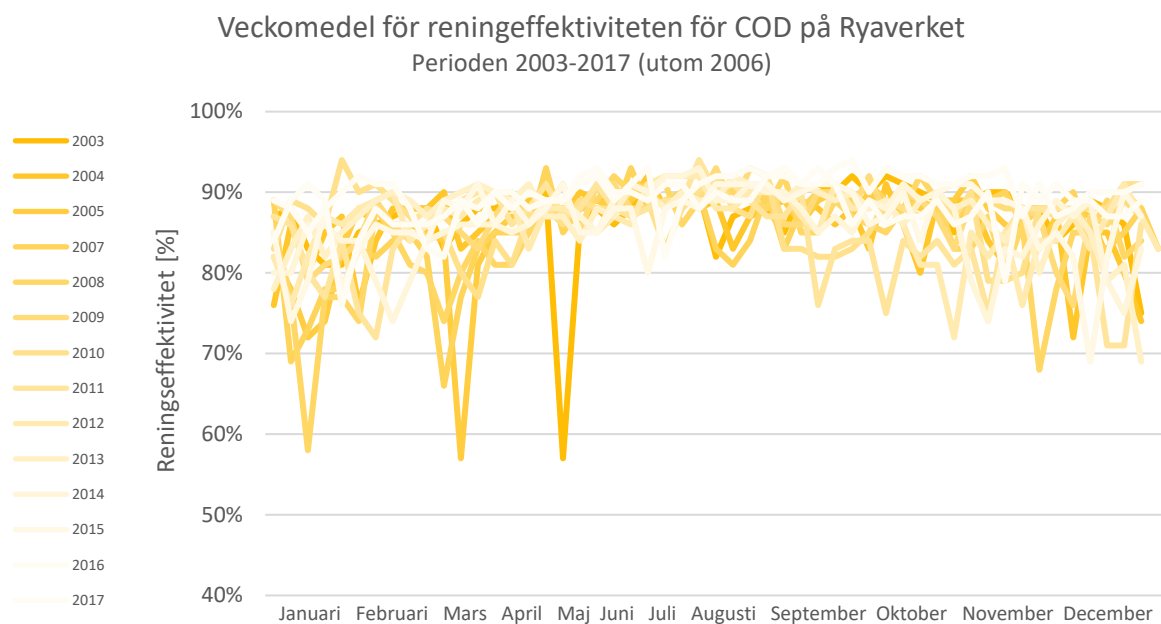
Figur 57. Diagram över reningseffektiviteten för fosfor.



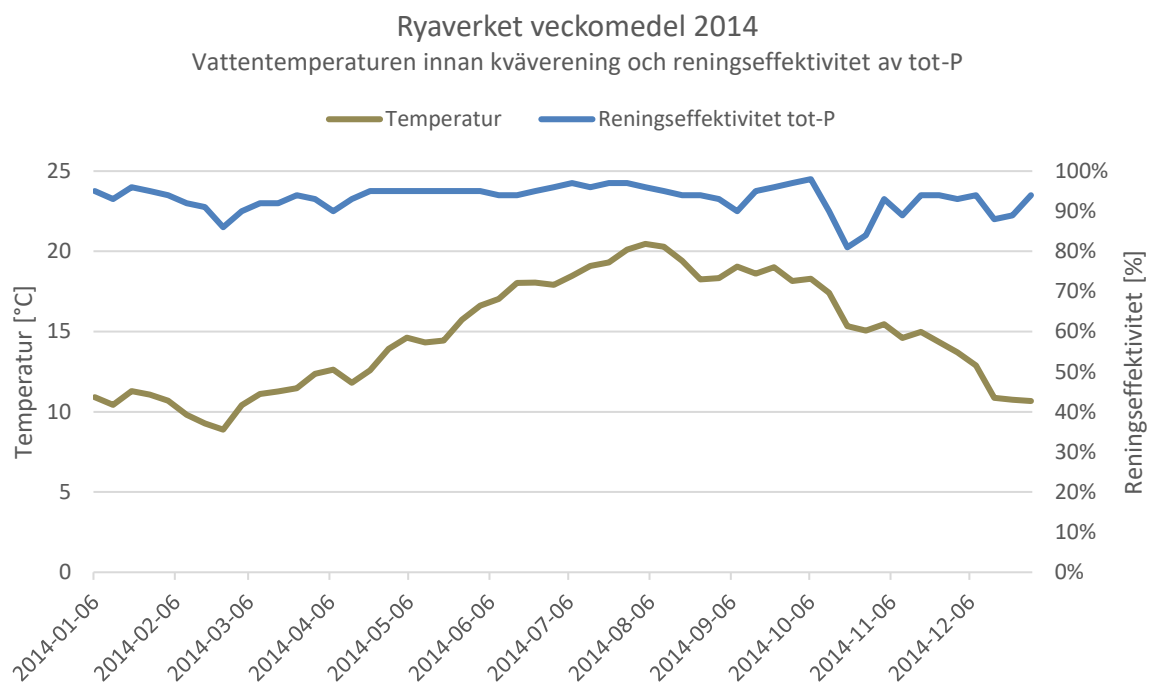
Figur 58. Diagram över reningseffektiviteten för kväve.



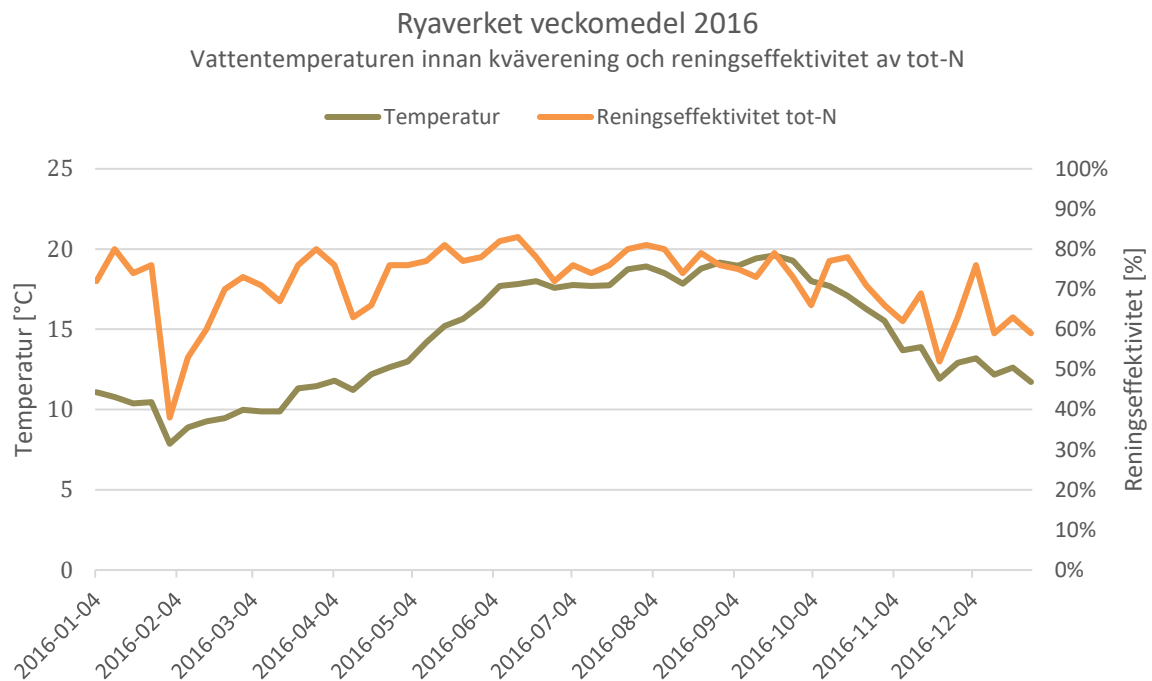
Figur 59. Diagram över reningseffektiviteten för BOD₇.



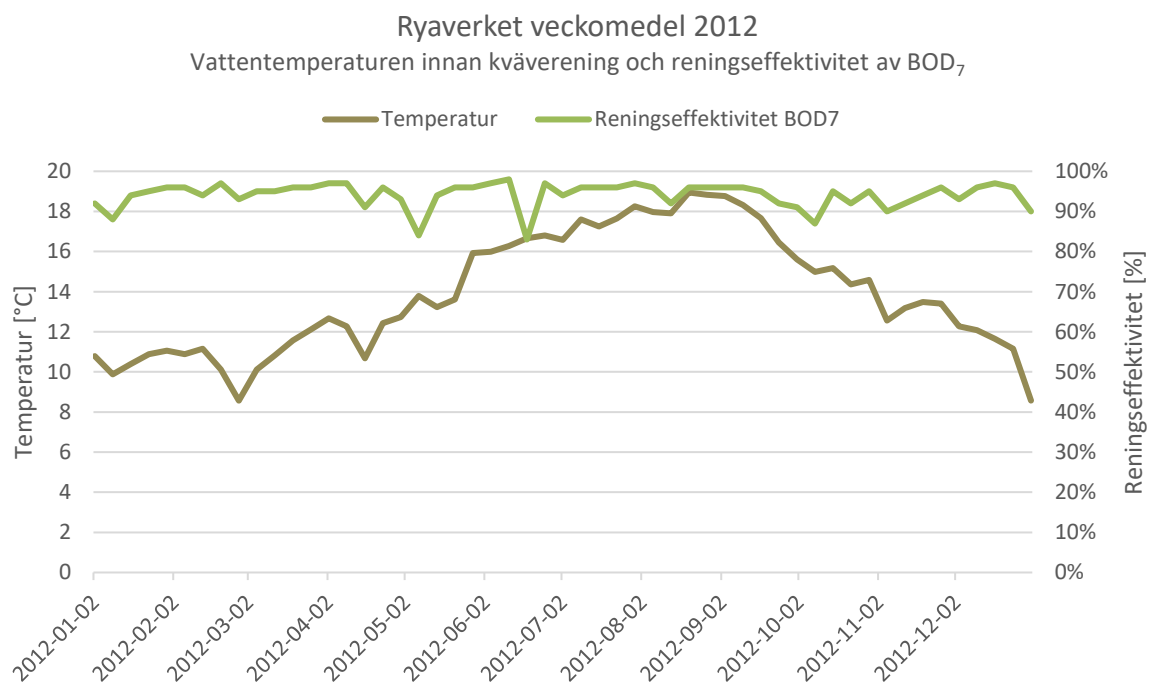
Figur 60. Diagram över reningseffektiviteten för COD.



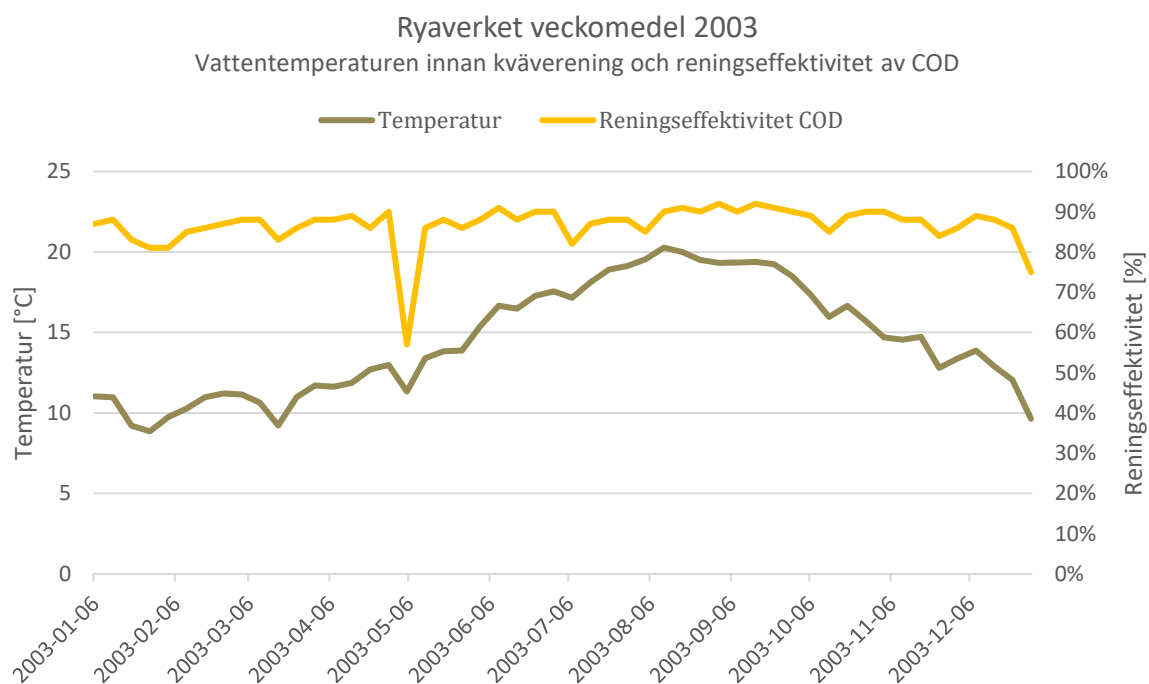
Figur 61. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2014.



Figur 62. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2016.



Figur 63. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2012.

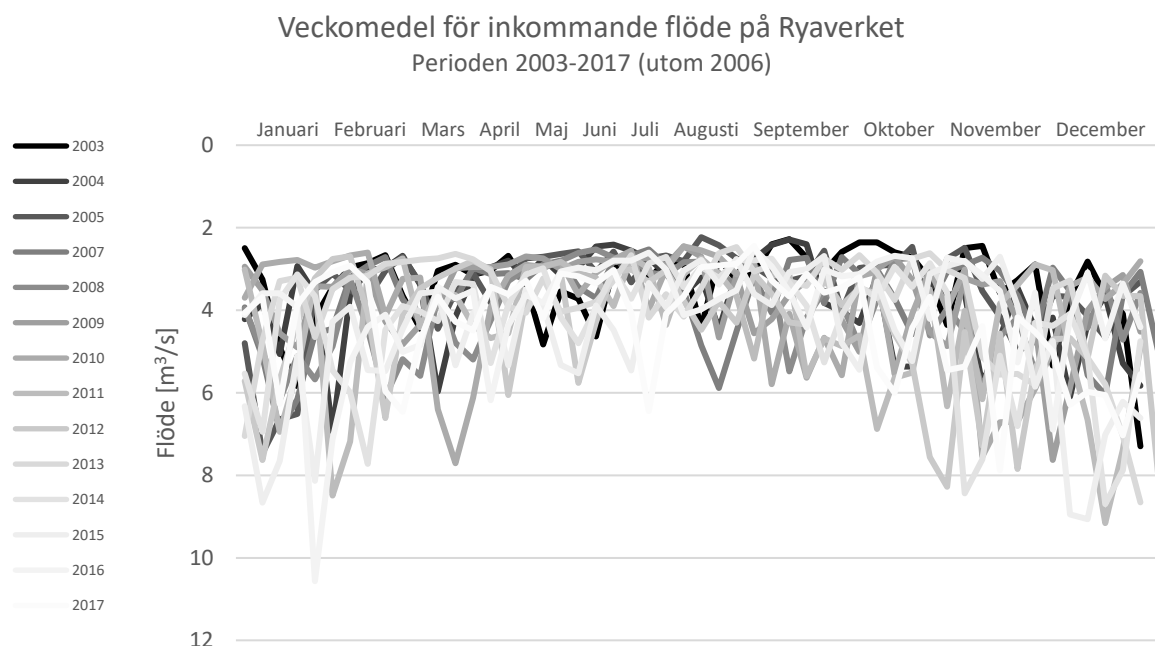


Figur 64. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2003.

Generella trenden ges av att reningseffektiviteten ökar med ökad temperatur.

4.4.3 Diagram beroende av flöde och säsong

Variationen i inkommande flöde för åren 2003–2017, förutom 2006, illustreras i Figur 65. För samtliga diagram beroende av flöde för enskilda år, se Bilaga 4.

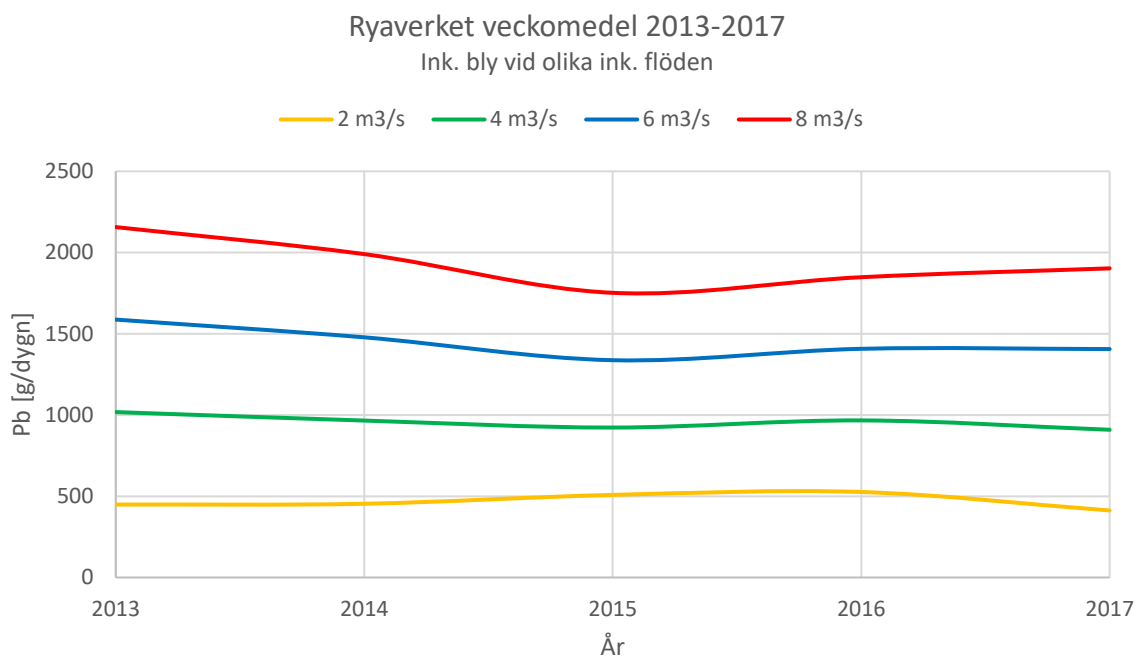


Figur 65. Diagram över inkommande flöde för perioden 2003–2017.

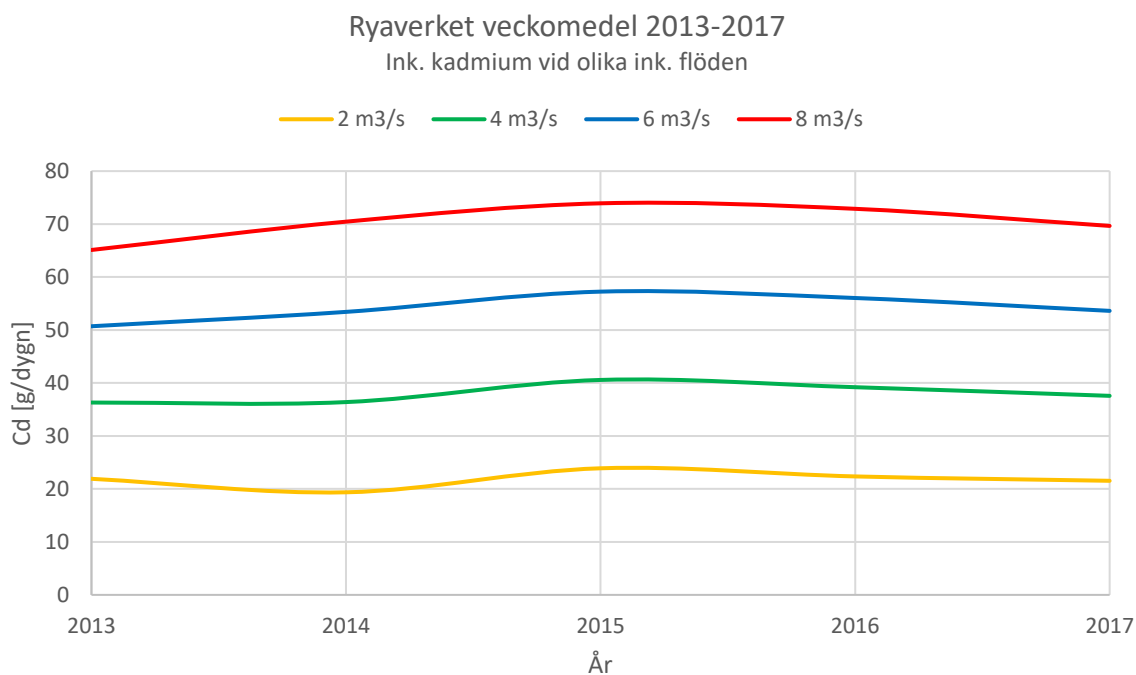
Notera flödestopparna i Figur 65 sammanfaller med den sämre reningseffektiviteten givet av Figur 57–60.

4.5 Metaller

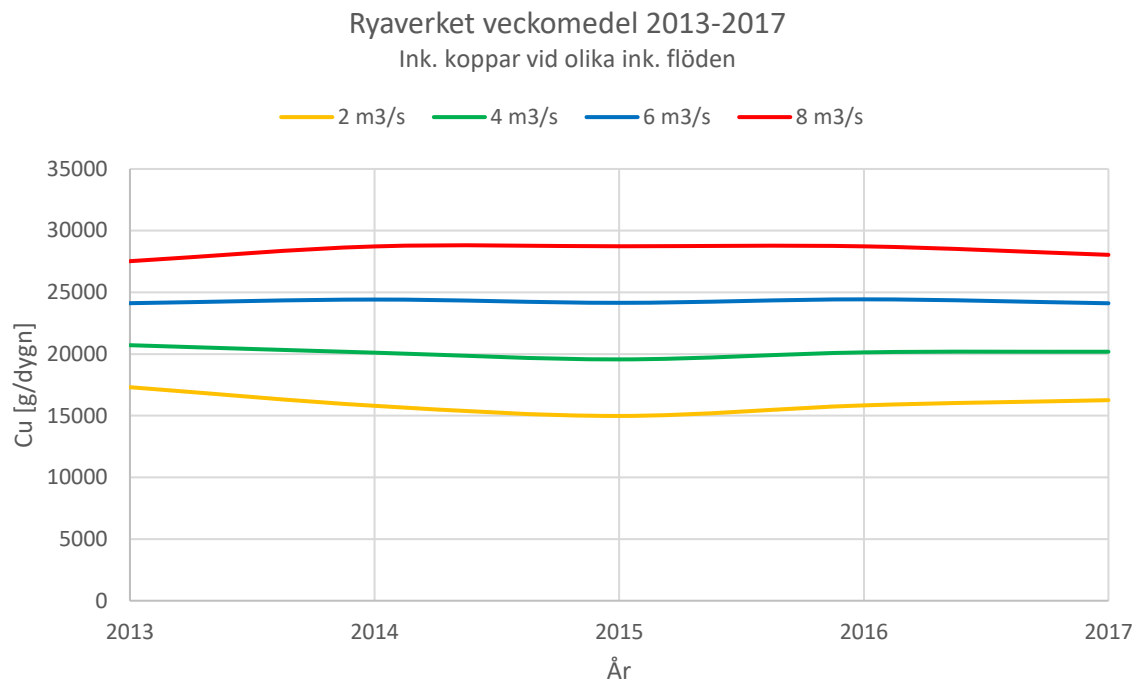
Diagram för inkommande metallmängd vid olika inkommande flöden ges av Figur 66–72. För övriga diagram rörande metaller, se Bilaga 5.



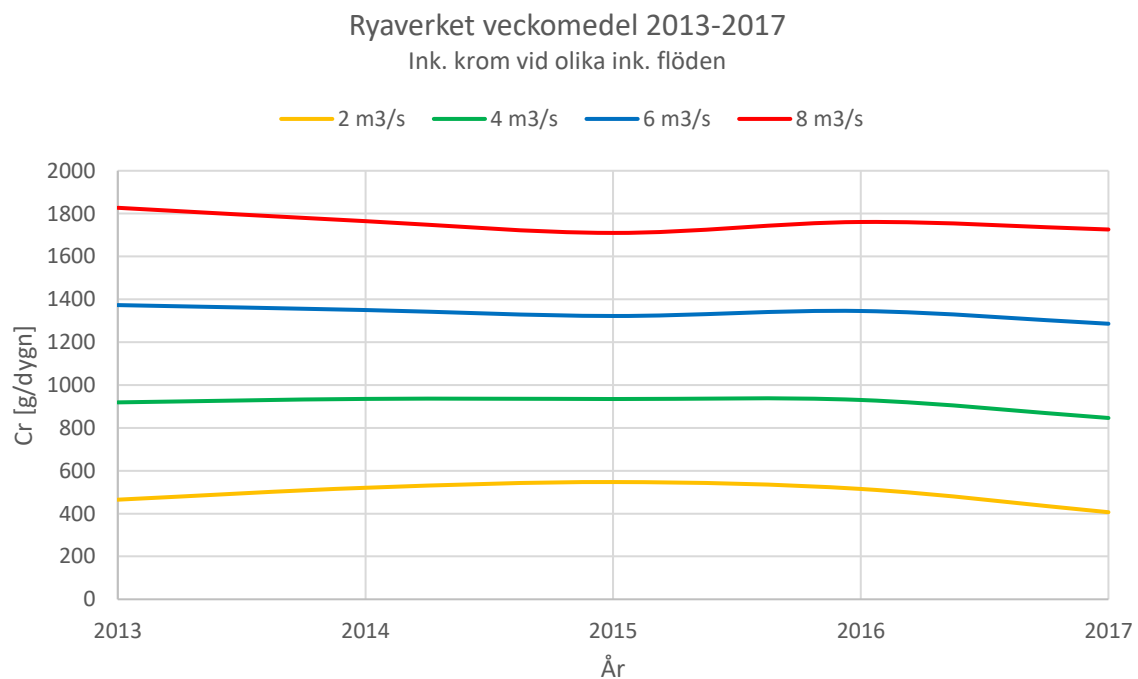
Figur 66. Diagram över inkommande mängd bly till Ryaverket för åren 2013–2017.



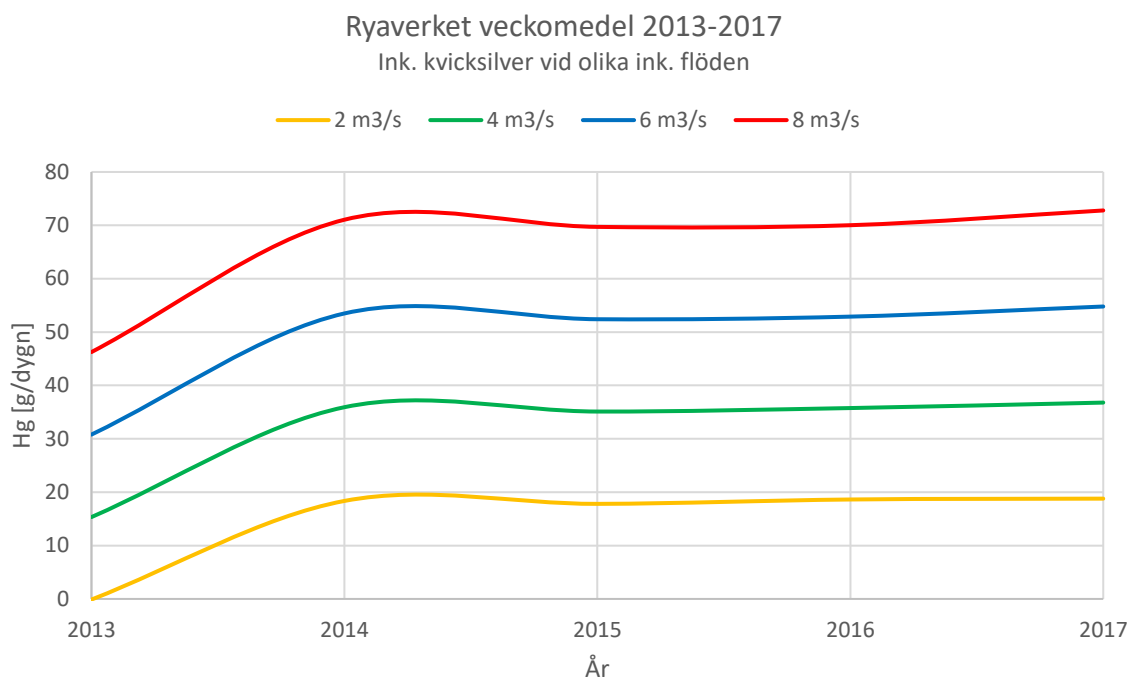
Figur 67. Diagram över inkommande mängd kadmium till Ryaverket för åren 2013–2017.



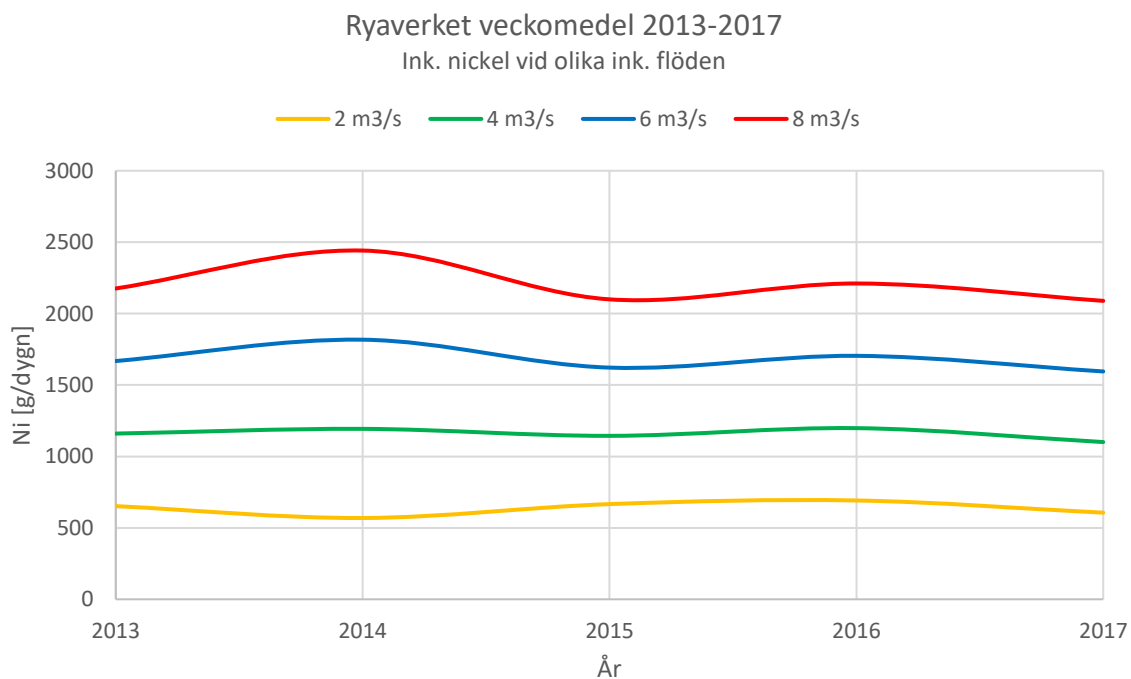
Figur 68. Diagram över inkommande mängd koppar till Ryaverket för åren 2013–2017.



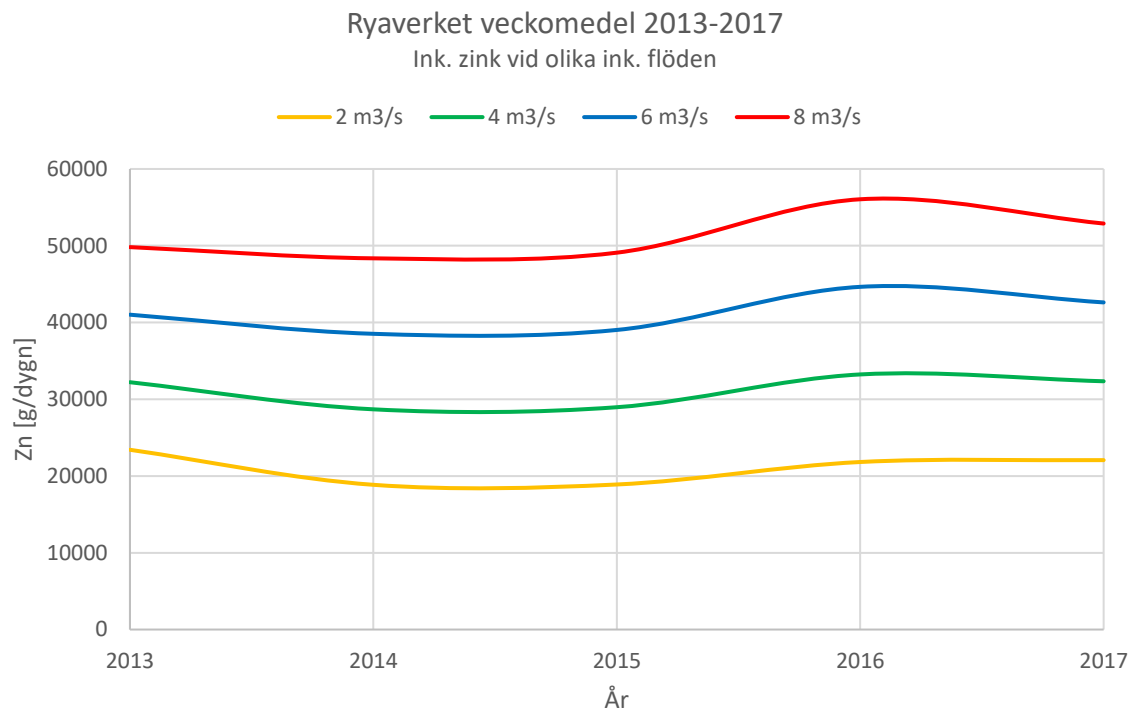
Figur 69. Diagram över inkommande mängd krom till Ryaverket för åren 2013–2017.



Figur 70. Diagram över inkommande mängd kvicksilver till Ryaverket för åren 2013–2017.



Figur 71. Diagram över inkommande mängd nickel till Ryaverket för åren 2013–2017.



Figur 72. Diagram över inkommande mängd zink till Ryaverket för åren 2013–2017.

5. DISKUSSION

I detta kapitel utvärderas de presenterade diagrammen i kapitel 4 och kopplas samman till de frågeställningar som introducerades i kapitel 2.

5.1 Flödes- och varaktighetsdiagram

En jämförelse mellan diagrammen med avseende på de olika dygns- och veckomedelflödena i Figur 12 – 17 visar tydligt att dygnsmedel inkluderar flödestoppar- och dalar i större grad än veckomedel. Dygnsmedelvärden tar alltså hänsyn till mer extrema flödesnivåer. Genom att arbeta med veckomedelflöden beaktas inte dessa extremfall, men om avsikten är att studera den generella flödesbilden är veckomedelvärden tillräckligt representativt. Veckomedelvärden är dessutom mer lätthanterliga än dygnsmedelvärden då de består av färre mätpunkter. Huruvida användandet av veckomedel fungerar som tillräckligt medel för att analysera reningen diskuteras vidare i avsnitt 5.3.

Varaktighetsdiagrammen i Figur 18 och 19 ger en allmän uppfattning om hur ofta olika flödesstorlekar inträffar och i hur stor utsträckning verkets kapacitet överskrids. Diagrammen är baserade på processdata från de tjugo senaste åren och innefattar således inte de extrema skyfallsflöden som förväntas komma i framtiden, vilket gör att diagram baserade på veckomedelvärden endast är ett representativt mått på den övergripande flödesbilden som den ser ut idag. Dygns- och veckomedelvärden skiljer sig inte nämnvärt åt i dagsläget om avseendet är att studera den generella flödesbilden. Differensen mellan flöden som överskrider verkets kapacitet med avseende på dygns- respektive veckomedelflöden är 2 %, vilket på en tjugooårsperiod motsvarar cirka 150 dagar. Vid analys av scenarion där flödestoppar under tjugooårsperioden är av betydelse, som exempelvis vid bräddning, är det således av mer representativt att tillämpa dygnsmedelvärden.

5.2 Inkommande föroreningar

I avsnitt 4.2 presenteras diagram, se Figur 20–27, över inkommande koncentration totalfosfor, totalkväve, BOD₇ och COD beroende av det inkommande vattenflödet där determinationskoefficienten för trendlinjen anges. Gällande totalkväve är determinationskoefficienten för inkommande koncentration 0,70, vilket alltså innebär att 70 % av förändringen av koncentrationen beror på förändring av det inkommande vattenflödet. För totalfosfor är siffran 0,63, för COD är den 0,50 och för BOD₇ är den 0,41. Detta tyder alltså på att minskningen av koncentrationerna av totalfosfor och totalkväve i avloppsvattnet är de koncentrationsminskningar som till störst del kan kopplas till ett ökat flöde.

Att de inkommande koncentrationerna minskar med ett ökande flöde behöver däremot inte innebära att mängden inkommande föroreningar minskar. Detta åskådliggörs genom att jämföra Figur 22 och 23, som visar att den inkommande koncentrationen av totalkväve minskar med ett ökat flöde, medan den inkommande mängden av föroreningen ökar. I Figur 21, 25 och 27 framkommer det att den inkommande mängden totalfosfor, BOD₇ och COD inte ökar nämnvärt med ett ökat flöde. Detta går även att utläsa via föroreningarnas determinationskoefficienter som är 0,12 för totalkväve, 0,08 för COD, 0,03 för BOD₇ och 0,02 totalfosfor. Siffran för totalkväve är högre än för resterande föroreningar, vilket innebär

att en förändring av inkommande mängd totalkväve är mer beroende av förändringar i det inkommande flödet än vad totalfosfor, BOD₇ och COD är.

Då spillvattenflödet från hushåll kan antas vara relativt konstant innebär en ökning av inkommande mängd föroreningar att även tillskottsvattnet, som orsakar det ökade flödet, för med sig en del av föroreningarna. Om mängden inkommande föroreningar inte ökar med ett ökat flöde betyder det att tillskottsvattnet endast späder ut det förorenade spillvattnet. Av Figur 23 att döma för tillskottsvattnet med sig en mindre del kväve då mängden inkommande totalkväve ökar en aning med ett ökat flöde. Mängden av övriga föroreningar ökar däremot inte i någon större utsträckning, vilket tyder på att tillskottsvattnet inte innehåller en nämnvärd mängd av dessa i förhållande till hur mycket som finns i spillvattnet. Kvävet i tillskottsvattnet härstammar troligtvis från hårt drivet jordbruk där näringsämnet påträffas i gödsel.

Vissa organiska ämnen är svåra att bryta ner för mikroorganismer, vilket gör att de inte bidrar till det uppmätta BOD₇-värdet. Ett exempel på ett svårnedbrytbart organiskt ämne är humus som finns i jorden och bildas när döda växter och djur bryts ner (Nationalencyklopedin, 2018). Att COD har en högre determinationskoefficient än BOD₇ kan antagligen förklaras av att tillskottsvattnet till viss del drar med sig svårnedbrytbara organiska ämnen, som exempelvis humus, från jorden.

I dagsläget förekommer ingen rening eller mätning av organiska mikroföroreningar, som läkemedelsrester och hormoner, men implementering av sådan reningsteknik kan bli aktuell i framtiden. Enligt branchorganisationen Svenskt Vatten är den mest lovande reningstekniken *"[...] ozonering i låg dos med efterföljande rening av nedbrytningsprodukterna med biologiskt steg eller aktivt kol"* (Svenskt Vatten, 2017). Vid ozonering kan däremot nedbrytningsgraden påverkas av andra organiska föroreningars närvaro i vattnet (Naturvårdverket, 2017). Då det för tillfället inte finns några reningskrav med avseende på COD finns det således en risk att andra svårnedbrytbara organiska ämnen, som förs med av tillskottsvattnet, kan påverka ozoneringens effektivitet vid en eventuell framtida tillämpning av reningstekniker för läkemedelsrester och hormoner.

5.3 Utspädningskänslighet

Som nämnts i avsnitt 1.1 presenterade rapporten "Läck- & dräneringsvatten i spillvattensystem" utspädningskänsligheten för BOD₇ och totalfosfor med hjälp av veckomedelvärden för åren 1991–1993. I avsnitt 5.1 framgår att dygnsmedelvärden är mer representativt med hänsyn till toppar och dalar än veckomedelvärden och det föreligger således risk för att sambandet mellan utsläppta föroreningsmängder och flöde inte kartläggs fullt ut om veckomedelvärden tillämpas. För att undersöka huruvida tillämpning av dygnsmedelvärden ger ett mer representativt resultat än tillämpning av veckomedelvärden utarbetades diagram över utspädningskänsligheten med både dygns- och veckomedelvärden. Då data för BOD₇ eller COD inte fanns att tillgå med dygnsvis upplösning, togs diagram endast fram med avseende på totalfosfor och totalkväve, se Figur 28 och 29 respektive 30 och 31.

Determinationskoefficienterna är väldigt lika för såväl dygn- som veckomedel för både totalfosfor- och totalkvävemängd, se Tabell 4 och 5. Respektive trendlinje infinner sig även inom respektive konfidensintervall, vilket indikerar på att approximeringen av processdata är tillförlitlig. Detta innebär alltså att dygnsmedelvärden, precis som i fallet med flöden, endast marginellt ger ett mer representativt resultat än veckomedelvärden så länge avsikten med analysen är att studera den generella reningssituationen och inte enskilda toppar eller dalar.

Figur 32–35 visar utspädningskänsligheten för respektive utgående förorening givet i veckomedel för perioden 1998–2017. Diagrammen visar alltså en generell bild för utgående föroreningsmängd från Ryaverket beroende av flödet under de senaste tjugo åren. Genom att studera lutningen på trendlinjerna och gränsvärdeslinjerna går det att utläsa att det släpps ut högre koncentrationer fosfor och framför allt BOD₇ när flödet blir större medan kväve varierar linjärt med flödet. Det har alltså varit svårare att klara reningskraven vid ökade flöden när det gäller BOD₇ men även för fosfor. För många slutsatser bör dock inte dras baserat på dessa diagram då de gäller ett så stort tidsspänn och att reningsprocesserna har förändrats med tiden. Notera dock att gränsvärdeslinjen motsvarar dagens reningskrav, så punkter som befinner sig över linjen från äldre tidpunkter kan vid det tillfället däremot uppfyllt sätta krav. Det är också viktigt att ha i åtanke att kraven är givna på årsbasis, det vill säga trots att punkter påträffas ovanför linjen så kan det sätta kravet för året ändå uppnås, då koncentrationen slås ut på den totala årsvolymen.

Figur 36–43 styrker det faktum att det inte går att dra några ingående slutsatser baserat på ett så stort tidsintervall. Med dessa diagram jämförs tre tidiga år med tre gamla, vilket visar stor skillnad när det gäller utgående föroreningskoncentrationer. För de senare åren ligger trendlinjen under gränsvärdeslinjen i större utsträckning än för de tidigare åren, vilket tyder på att ut- och ombyggnationer som skett under tidsperioden har förbättrat reningen.

När det kommer till utspädningsdiagram med avseende på ny- och ombyggnationer, se Figur 44–47, är den generella bilden att utgående föroreningsmängd minskar med varje investering. Detta gäller framför allt för totalfosfor och totalkväve. Allt fler veckomedelspunkter tar sig även under given gränsvärdeslinje.

Vid närmare analys av diagrammet för totalfosfor, se Figur 44, är skillnaden i utgående föroreningsmängder från 1998–2004 och 2005–2010 väldigt stor, speciellt för de högre flödena mellan 6–10 m³/s. För den senare perioden har föroreningsmängden minskat mycket och allt fler punkter befinner sig under gränsvärdeslinjen. Detta visar på att investeringar i form av ett sandfång, en sandtvätt och direktfällningsprocessen har bidragit till en minskad föroreningsmängd, detta då dessa processer, som nämnts i kapitel 2, renar avloppsvattnet från partiklar som kan innehålla fosfor. Skillnaden mellan 2005–2010 och 2011–2016 är inte lika drastiskt som mellan 1998–2004 och 2005–2010, men numera hamnar i princip alla punkter under gränsvärdeslinjen. Skivfilteranläggningen som togs i drift år 2010 bidrar alltså till en förbättring av reningen så att kraven kan uppnås för samtliga veckor, även under höga flöden.

När det kommer till totalkväve, se Figur 45, är det svårare att dra slutsatser kopplat till investeringar i verket. Innan år 1998 innefattade Ryaverkets reningsprocess inga specifikt utformade reningssteg med avseende på kväve, således är det inte möjligt att säga något om eftersedimenteringsbassängernas och biobäddarnas effekt då processdata för utgående koncentration totalkväve innan 1998 ej finns tillgänglig. Det är emellertid ytterst troligt att dessa investeringar bidrog till en minskad föroreningsmängd i utgående vatten. För intervallen 2005–2010 och 2011–2016 kan ingen distinkt minskning observeras, som för fallet med fosfor, möjligen att fler datapunkter vid högre flöden för den senare tidsperioden har ett lägre föroreningsvärde. Detta kan eventuellt förklaras av partiklar som renas i direktfällningsprocessen även kan innehålla en del kväve och att processerna i aktiv slambassänger samt biobäddar optimerats under årens gång. För år 2017 befinner sig däremot nästa alla veckomedel, oavsett inkommande flöde, under givet gränsvärde vilket indikerar på att den senaste investeringen med MBBR-teknik kan ses som värdefull. Det bör dock poängteras att detta antagande är baserat på endast ett års mätningar och att en fullständig utvärdering egentligen inte kan göras förrän om några år.

För BOD₇, se Figur 46, är trenden snarlik för samtliga studerade årsintervall. För perioderna 1998–2004, 2005–2010 och 2011–2016 så befinner sig flera datapunkter över givet gränsvärde för höga flöden på 6–10 m³/s. För år 2017 befinner sig samtliga veckomedel under gränslinjen. Denna förändring kan däremot inte kopplas till en specifik investering, då organiskt material främst renas från avloppsvatten i sedimenteringsprocessen som inte är en central process i nyinvesteringarna. Förmodligen beror trenden på att den utgörs av 80 % färre datapunkter i jämförelse med de andra perioderna.

Utgående föroreningsmängd av COD, se Figur 47, visar på en linjär trend och till skillnad från de andra föroreningarna ökar inte föroreningsmängden drastiskt vid de högre flödena. Diagram visar alltså inte på någon direkt ökning eller minskning med varje investering, utan samtliga veckomedel är snarlika för studerade årsintervall. Bedömningen gör därför att ingen investering bidragit till minskad föroreningsmängd av COD för de senaste två decennierna.

Utgående föroreningsmängder påverkas inte enbart av reningsprocesser och storleken på det inkommande flödet utan även av yttre omständigheter. Figur 48–51 illustrerar utspädningskänsligheten beroende av säsongerna. Liknande trender kan utläsas för alla föroreningar, förutom kväve. Generellt blir utgående föroreningsmängd högre vid lägre temperatur och högre flöde. Det gäller dock inte för kväve, se Figur 49. Diagrammet visar att reningen är mer effektiv under sommarmånaderna, precis som för de andra föroreningarna. Men diagrammet visar även att år 2007 med högre avrinning, och därmed ett högre flöde in till verket, har en bättre rening än år 2009 som var ett torrår. Detta beror troligtvis på att medeltemperaturen för år 2007 var högre under vintermånaderna, än under samma period 2009, vilket kan förklara avvikelserna då kväverening är mer temperaturberoende än de andra föroreningarna, se avsnitt 5.4.

Figur 52 och 53 visar uppskattningar av hur mycket totalfosfor respektive totalkväve som släpptes ut 2017 om hänsyn tas till det vatten som bräddats på avloppsnätet. Att detta gjordes

för enbart år 2017 förklaras av att det var det enda året där tillförlitlig bräddningsdata fanns att tillgå. Då diagrammen gjordes genom att de uppmätta utsläppta föroreningarna adderades till den uppskattade föroreningsmängden som baserats på det uträknade bräddade flödet från de olika bräddpunkterna samt föroreningshalten på det inkommande vattnet. Diagrammen syftar till att visa på ungefär vilken inverkan bräddningen har på mängden utsläppta föroreningar och ska ses som en grov uppskattning. Antagandet om att det bräddade vattnet innehåller lika mycket föroreningar som det vattnet som inkommer till verket är troligtvis inte helt sant då bräddningen sker tidigare på ledningsnätet och på olika ställen som säkerligen har olika vattenkvalitet. Det är dessutom antaget att den tillgängliga veckomedelhalten gällde för varje enskild dag vilket inte tar hänsyn till eventuella toppar specifika dagar under veckan. Bräddningsflödet antas dock vara tillförlitligt då det räknades ut till att motsvara cirka 3 000 000 m³ bräddat vatten för hela året vilket stämmer överens med den volym som Kretslopp och vatten förmedlat via skriftlig kommunikation. De sammanlagda mängderna utsläppta föroreningar är plottade mot flödet som inkommer till verket och inte mot det sammanlagda flödet. Detta för att underlätta jämförelse med diagrammen som visar utspädningskänsligheten utan hänsyn till bräddning. Det är värt att notera att gränsvärdena för reningskraven gäller föroreningsmängder som lämnar verket och att diagrammen även visar andra föroreningar. Gränsvärdet syftar endast till att ge perspektiv på mängden utsläppta föroreningar.

I Figur 52 och 53 går det tydligt att se hur bräddningen på ledningsnätet bidrar till en stor ökning av mängden utsläppta föroreningar. För totalkväve är trenden relativt linjär men för totalfosfor är spridningen större för punkterna där bräddning har skett. Den tydliga ökningen av fosforutsläpp vid bräddning kan eventuellt förklaras av att reningen med avseende på totalfosfor i verket vanligtvis fungerar väl, även vid höga flöden. Detta på grund av direktfällningen. Detta går att se i Figur 54 och 55 men även mer ingående i Figur 65–78 i Bilaga 4. Med andra ord, skillnaden i utgående föroreningsmängd för bräddat vatten som släpps ut märks desto tydligare med bättre rening i själva reningsverket. Studeras istället samma diagram för totalkväve, se Figur 79–92 i Bilaga 4, syns det att den utgående föroreningsmängden från verket successivt blir sämre med ett ökat flöde. Skillnaden mellan det orenade vattnet blir alltså inte lika stor som för i fallet med fosfor. Det kan således vara av intresse att diskutera huruvida det är ekonomiskt försvarbart att investera i ytterligare förbättringstekniker för kväverening, när det eventuellt skulle vara mer effektivt att investera i en separation av ledningsnätet, om än bättre, en lösning för lokalt omhändertagande av dagvatten.

5.4 Reningseffektivitet

I Figur 54 framgår det att reningseffektiviteten märkvärt minskar vid ett flöde på runt 6 m³/s och vid 8 m³/s börjar reningseffektiviteten dala i allt högre takt. Utifrån detta kan en slutsats dras om att ett flöde på mindre än 8 m³/s är önskvärt för att reningen överlag inte ska påverkas i för stor utsträckning. Enligt "Miljörapport Ryaverket 2017" (Wellsjö, 2018) sker direktfällning vid ett flöde på runt 8–9 m³/s. Reningseffektivitetsdiagrammen bekräftar att gränsen för vid vilket flöde direktfällning sker är väl genomtänkt och tar god hänsyn till reningsprocessernas effektivitet. Vidare visar Figur 65 hur flödet varierar under året. De

månader som genererar ett flöde på 8 m³/s eller större är december till och med februari. Alltså fungerar reningen sämre under vinterhalvåret.

Resultatet över reningseffektiviteten, se Figur 54 och även 55, visar tydligt att det är kvävereningen som är mest känslig för högre inkommande flöden. Redan vid ett flöde på 6 m³/s ligger de flesta mätningarna under 60 %, medan effektiviteten för övriga föroreningar befinner sig runt 80 %. Från Tabell 10 och 11 går det också att utläsa att kväve är den förorening vars reningseffektivitet försämras mest med ökat flöde. Reningseffektiviteten minskar med 6,0–8,9 % för varje ökning av 1 m³/s inkommande flöde. Detta innebär alltså en ökning på 59 620–88 437 kg utgående totalkväve per år om inkommande flöde ökar med 1 m³/s. För totalfosfor är siffran 240–480 kg per år, BOD₇ 9 395–13 571 kg per år och COD 79 539–130 671 kg per år.

Trots att dagens krav uppnås kan framtidens förväntade hinkar av regn och ökade flöden minska reningseffektiviteten, framför allt med avseende på rening av kväve som i dagsläget styr verkets kapacitet. Större flöden medför att avloppsvattnet får en kortare uppehållstid i verket, vilket påverkar de biologiska processerna genom att vattnet passerar reningsstegen fortare än vid lägre flöden varpå reningen inte optimeras. För att förlänga uppehållstiden för hur länge avloppsvattnet behandlas krävs antingen att volymen av bassängerna förstoras eller att flödet minskas. David I'Ons har beskrivit detta problem och talar om en platsbrist på Ryaverket där man vid senare renoveringar tvingats bygga reningsbassänger i flera våningsplan för att erhålla en större volym och på så sätt upprätthålla en tillfredställande uppehållstid. Han beskriver att platsbristen håller på att nå sin maxgräns och att det är svårt att utöka verket med fler, större bassänger. Problemet med uppehållstiden går således inte att lösa med hjälp av utökad bassängvolym, utan en minskning av inkommande flöden krävs.

Som nämndes i avsnitt 5.3 är även temperaturen en viktig faktor när det kommer till kväverening då de biologiska nedbrytningsprocesserna fungerar bättre vid högre temperaturer. David I'Ons nämnde att det i nuläget finns problem med kväverening under kalla perioder med mycket snö då det inkommande vattnet får en lägre temperatur, vilket diagrammen i Figur 56, 58 och 62 bekräftar. Något som vidare konstaterar hur mycket temperaturen påverkar kväverening är rapporten "Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture, with the Aid of an Electronic Computer" där tester har gjorts över hur tillväxthastigheten för nitrifierande bakterier påverkas av temperatur. Rapporten konstaterar att vattentemperaturen bör vara högre än 12°C för att nitrifikationsprocessen ska fungera någorlunda väl. Tillväxthastigheten hos nitrifierande bakterier ökar sedan upp till en vattentemperatur på 30°C, vilket gör att nitrifikation, som är nödvändigt för att kvävereningen ska fungera, succesivt förbättras med ökad temperatur (Knowles, Dowing, & Barrett, 1965).

5.5 Metaller

Trenderna för inkommande mängd metaller, se Figur 66–72, är relativt konstanta för aktuella år. Kvicksilver är ett undantagsfall, se Figur 70, där år 2013 sticker ut med genomgående låga värden. I Figur 119 i Bilaga 5, som visar mängden inkommande kvicksilver för olika flöden

och ligger till grund för trenddiagrammet, sticker år 2013 ut med sina låga värden, medan värdena under resterande år är utspridda och korrelerar tydligt med flödesstorleken. Då det inte har inträffat en tydlig förändring som skulle kunna generera i en större mängd kvicksilver i naturen sedan 2013 avfärdas avvikelserna som ett mätfel.

Det är däremot tydligt att mängden inkommande metaller korrelerar med flödesstorleken i de flesta fallen. Det betyder att ett ökat framtida flöde kommer att föra med sig mer metaller från den bebyggda miljön till reningsverket och, om det inte renas ordentligt, vidare ut i recipienten.

Idag finns inga specifika reningsprocesser som syftar till att rena avloppsvattnet från metaller. Den avskiljning som ändå sker inträffar främst under sedimenteringen, vilket gör att en del av metallerna hamnar i slammet. Då metallerna antas nå verket via tillskottsvattnet i större grad än andra partiklar som sedimenterar och bildar slam kommer således ett ökat flöde att leda till en ökad koncentration metaller i slammet. Som nämnts i avsnitt 2.3.4 begränsas användningsområdet av det genererade slammet om det innehåller för höga halter metaller.

6. SLUTSATS

Denna analys visar att ett högre inkommande flöde till Ryaverket bidrar till sämre reningseffektivitet med större utgående föroreningsmängder som följd. En flödesökning på 1 m³/s tillskottsvatten resulterar i ett ökat utsläpp av 240–480 kg fosfor, 59 620–88 437 kg kväve och 9 395–13 571 kg BOD₇ per år. Rening med avseende på totalkväve har visat sig vara mest känslig och styr således kapaciteten i verket. Utöver parametern inkommande flöde har även vattentemperaturen en betydande roll då de biologiska nedbrytningsprocesserna är som mest effektiva vid högre temperaturer. Att öka temperaturen på vattnet är däremot inte ett hållbart alternativ då det troligtvis skulle medföra en orimlig energikonsumtion. Ryaverket måste alltså antingen expandera eller ta emot mindre inkommande flöden.

Analysen visar att varje nyinvestering i verket har medfört stora positiva effekter på reningen för den förorening investeringen ursprungligen var avsedd att behandla. En platsbrist råder dessvärre på området, vilket gör att möjligheten till nyinvesteringar numera begränsas. Därför måste åtgärder vidtas för att minska det inkommande flöde till verket. Detta ställer stora krav på göteborgsregionen som expanderar i befolkningsmängd och till yta i ett föränderligt klimat som förutspår mer nederbörd. Analysen visar att tillskottsvatten till störst del späder ut det inkommande spillvattnet och det är således inte nödvändigt att rena det med avseende på de lagkravsreglerade föroreningarna som främst härstammar från hushåll och verksamheter. Andelen separata system måste öka i avloppsledningsnätet och lokalt omhändertagande och rening av tillskottsvatten måste implementeras i allt större grad. Utöver att belasta Ryaverket och försämra reningseffektiviteten kan tillskottsvatten även föra med sig metaller och svårnedbrytbart organiskt material. Certifieringskrav på slam och eventuella framtida reningskrav på läkemedelsrester och hormoner kan således bli svåra att uppnå.

Vidare analyser av framtida flödesscenarion är nödvändiga för att kunna vidta förebyggande åtgärder i lämplig utsträckning. Denna analys visar att veckomedeldata är tillräckligt representativ för att få en generell bild av dagens flödessituation, men med ett framtida klimat där fler och högre flödestoppar förväntas bör processdata med dygnsvis upplösning användas.

REFERENSER

- Aiello, A. E., Larson, E. L., & Sedlak, R. (2008). Hidden heroes of the health revolution Sanitation and personal hygiene. *American Journal of Infection Control*, 36(10 SUPPL.), 128–151. <https://doi.org/10.1016/j.ajic.2008.09.008>
- Blake, P. (1994). Historical Perspectives on Pandemic Cholera. I I. Wachsmuth, P. Blake, & Ø. Olsvik (Red.), *Vibro cholerae and Cholera* (s. 293–295). Wasington DC, USA: ASM Press. <https://doi.org/10.1128/9781555818364.ch18>
- Butler, D., & Davies, J. W. (2011). Approaches to urban drainage. I *Urban Drainage, Third Edition* (3:e uppl., s. 17–28). Oxon: Spoon Press. Hämtad från <http://www.kuliah.ftsl.itb.ac.id/wp-content/uploads/2016/10/Urban-Drainage-3rd-Edition.pdf>
- Bäckman, H., Hellström, B. G., Jaryd, A., & Jonsson, Å. (1997). *Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem*. Hämtad från http://vav.griffel.net/filer/Rapport_1997-15.pdf
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J. M., Llompart, M., García-Jares, C., Rodríguez, I., ... Ternes, T. (2004). Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research*, 38, 2918–2926.
- Fent, K., Weston, A. A., & Caminada, D. (2006). Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, 76(2), 122–159. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.09.009>
- Föreningen Sveriges Stadsbyggare, Svensk Försäkring, & Svenskt Vatten. (2017). *Klarar din kommun ett stort skyfall? Tillsammans kan vi klimatsäkra samhället!* Hämtad från http://www.svensktvatten.se/globalassets/utbildning/konferenser-och-seminarier/tillsammans-kan-vi-klimatsakra-samhallet/klimatsakra_samhallet---16-sidig-folder.pdf
- Gray, N. F. (2005). *Water technology: an introduction for environmental scientists and engineers* (2:a uppl.). Elsevier Butterworth-Heinemann.
- Gryaab AB. (2018a). Avloppsvattenrening. Hämtad 06 mars 2018, från <http://www.gryaab.se/vad-vi-gor/avloppsvattenrening/>
- Gryaab AB. (2018b). Vad vi gör. Hämtad 16 mars 2018, från <http://www.gryaab.se/vad-vi-gor/>
- Gröndahl, F., & Svanström, M. (2010a). Metaller. I S. Lundquist (Red.), *Hållbar utveckling - en introduktion för ingenjörer och andra problemlösare* (3:e uppl., s. 104–108). Stockholm: Liber AB.
- Gröndahl, F., & Svanström, M. (2010b). Övergödning av mark och vatten. I S. Lundquist (Red.), *Hållbar utveckling - en introduktion för ingenjörer och andra problemlösare* (3:e uppl., s. 104). Stockholm: Liber AB.
- Göteborgs Stad. (2014). *Strategi för utbyggnadsplanering Göteborg 2035*. Göteborg. Hämtad från http://goteborg.se/wps/wcm/connect/2b48a33f-df7f-4109-8f7e-6a188582c2cc/up_slutrapport_lag.pdf?MOD=AJPERES
- Göteborgs Stad. (2017). *Bräddflöden* [nerladdat material]. Hämtad 25 april 2018, från <http://www.vattenigoteborg.se/avlh?site=avl>
- Hermansson, M., Sörensson, F., Lindgren, P.-E., Mattsson, A., & Wik, T. (2006). *Nitrifierande biofilmer för biologisk kväverening i avloppsreningsverk*. Stockholm. Hämtad från http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_2006-18.pdf

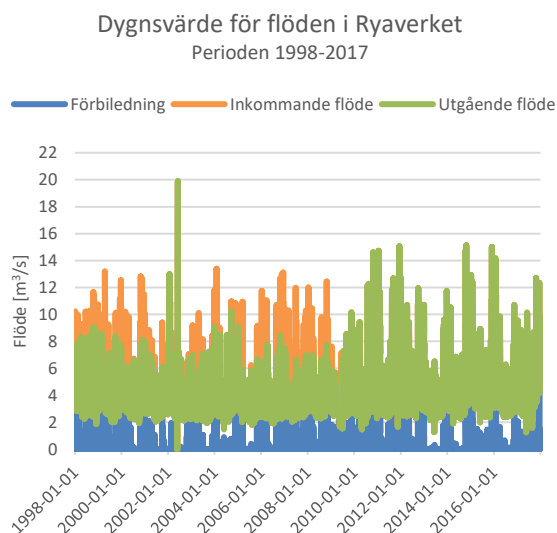
- Järup, L., & Åkesson, A. (2009). Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 238(3), 201–208. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2009.04.020>
- Knowles, G., Dowing, A. L., & Barrett, M. J. (1965). Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture, with the Aid of an Electronic Computer. *Journal of General Microbiology*, 38(2), 263–278. <https://doi.org/10.1099/00221287-38-2-263>
- Lofrano, G., & Brown, J. (2010). Wastewater management through the ages: A history of mankind. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.062>
- Luo, Y., Guo, W., Hao Ngo, H., Duc Nghiem, L., Ibney Hai, F., Zhang, J., ... Wang, X. C. (2014). Review Aquatic, A review on the occurrence of micropollutants in the Treatment, environment and their fate and removal during wastewater. *Science of the Total Environment*, 473–474, 619–641.
- Mann, E. (2016, april 4). Story of cities #14: London's Great Stink heralds a wonder of the industrial world. *The Guardian*. Hämtad från <https://www.theguardian.com/cities/2016/apr/04/story-cities-14-london-great-stink-river-thames-joseph-bazalgette-sewage-system>
- Mohan, D., & Pittman, C. U. J. (2007). Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents - A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 142, 1–53.
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(3), 199–216. <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
- Nathanson, J. A. (1997a). Overview of environmental technology. I E. Francis (Red.), *Basic environmental technology: water supply, waste management and pollution control* (2:a uppl., s. 2–5). Upper Sadle River, New Jersey: Prentice-Hall Inc.
- Nathanson, J. A. (1997b). Sanitary sewer systems. I E. Francis (Red.), *Basic environmental technology: water supply, waste management and pollution control* (2:a uppl., s. 180–205). Upper Sadle River, New Jersey: Prentice-Hall Inc.
- Nationalencyklopedin. (2018). Humus. Hämtad 10 maj 2018, från <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/humus>
- Naturvårdsverket. (2013). *Rening av avloppsvatten i Sverige*. Stockholm. Hämtad från <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-8629-9.pdf?pid=5493>
- Naturvårdverket. (2017). *Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen - Behov, teknik och konsekvenser*. Stockholm. Hämtad från <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6766-3.pdf?pid=20525>
- Nunes, J., Lindqvist, P., & Tumlin, S. (2017). *Teknisk beskrivning - Tillståndsansökan för Ryaverket*. Göteborg. Hämtad från <http://www.gryaab.se/wp-content/uploads/2017/09/2-Bilaga-2-TB-Gryaab.pdf>
- Pradhan, S. K., Mikola, A., & Vahala, R. (2017). Nitrogen and Phosphorus Harvesting from Human Urine Using a Stripping, Absorption, and Precipitation Process. *Environmental Science and Technology*, 51(9), 5165–5171. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05402>

- Rönnberg, C., & Bonsdorff, E. (2004). Baltic Sea eutrophication: Area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia*, 514, 227–241.
<https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000019238.84989.7f>
- Scholz, M. (2006). Organic effluent. I *Wetland systems to control urban runoff* (1:a uppl., s. 15–18). Oxford, United Kingdom: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52734-9.50007-4>
- SFS 1998:944. *Förordningen om förbud m.m. i vissa fall samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter*. Hämtad 28 mars 2018, https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998944-om-forbud-mm-i-vissa-fall_sfs-1998-944
- SMHI. (2018a). *Avrinningskartor* [exporterad data]. Hämtad 18 april 2018, från <https://vattenwebb.smhi.se/avrinningskartor/>
- SMHI. (2018b). *SHMI precipitation* [nerladdat material]. Hämtad 1 mars 2018, från https://data.smhi.se/met/climate/time_series/year/vov_pdf/
- SMHI. (2018c). *Månads, årstids- och årskartor* [nerladdat material]. Hämtad 18 april 2018, från <https://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/kartor/monYrTable.php?par=tmpAvv>
- Sonune, A., & Ghate, R. (2004). Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*, 167(1–3), 55–63. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.06.113>
- Svenskt Vatten. (2017). *Läkemedelsrening*. Hämtad 09 maj 2018, från <http://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/lakemedelsrening/>
- Tchobanoglous, G., Stensel, D. H., Tsuchihashi, R., & Burton, F. (2014a). Wastewater characteristics. I *Wastewater engineering: treatment and resource recovery* (5:e uppl., s. 115–122). New York, NY, USA: McGraw-Hill Education.
- Tchobanoglous, G., Stensel, D. H., Tsuchihashi, R., & Burton, F. (2014b). Wastewater Flowrates and Constituent Loadings. I *Wastewater engineering: treatment and resource recovery* (5:e uppl., s. 183–262). New York, NY, USA: McGraw-Hill Education.
- UNFCCC. (2018). Science: why is there a need to act? Hämtad 21 april 2018, från <http://bigpicture.unfccc.int/#content-the-paris-agreemen>
- United Nations. (2015). Paris Agreement (s. 1–25). Paris: United Nations. Hämtad från https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf
- Videbris, K.-E. (2017). *Miljörapport Ryaverket 2016 ver 1.2 - Avser avloppsreningsverket Ryaverket*. Göteborg. Hämtad från <http://www.gryaab.se/wp-content/uploads/2017/03/Miljörapport-Ryaverket-2016-inkl-bilagor-rev.-1.2.pdf>
- Walker, W. J., McNutt, R. P., & Mash, C. K. (1999). The Potential Contribution of Urban Runoff to Surface Sediments of the Passaic River: Source and Chemical Characteristics. *Chemosphere*, 38(2), 363–311. Hämtad från https://ac-els-cdn-com.proxy.lib.chalmers.se/S0045653598001866/1-s2.0-S0045653598001866-main.pdf?_tid=25ea9cdf-0679-4c33-8f1b-4b2095047e9d&acdnat=1524681024_05bc570d49ea97564d502b1626cbf896
- Wellsjö, L. (2018). *Miljörapport Ryaverket 2017 ver. 1.2: Avser avloppsreningsverket Ryaverket*. Göteborg. Hämtad från <http://www.gryaab.se/wp-content/uploads/2018/04/Miljörapport-Ryaverket-2017-rev.pdf>

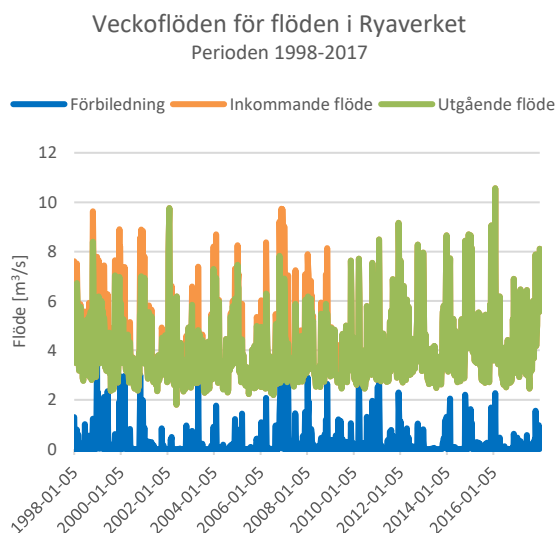
BILAGOR

Bilaga 1.

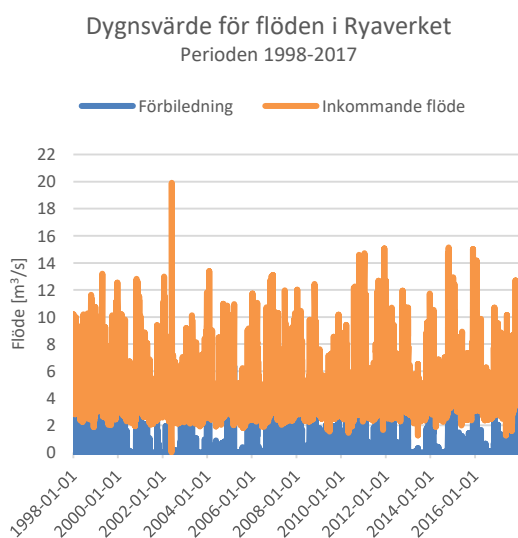
Ytterligare diagram över flödessituationen i Ryaverket för perioden 1998–2017, se Figur 1–4. Givet i dygnsmedelvärde respektive veckomedel.



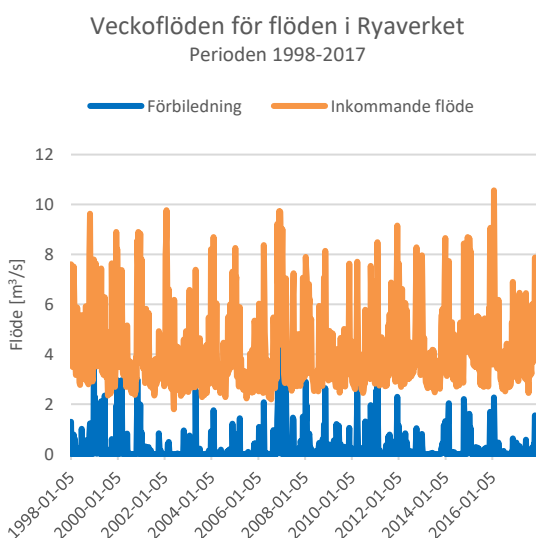
Figur 1. Samtliga flöden i Ryaverket perioden 1998–2017. Givet i dygnsmedelvärde.



Figur 2. Samtliga flöden i Ryaverket perioden 1998–2017. Givet i veckomedel.



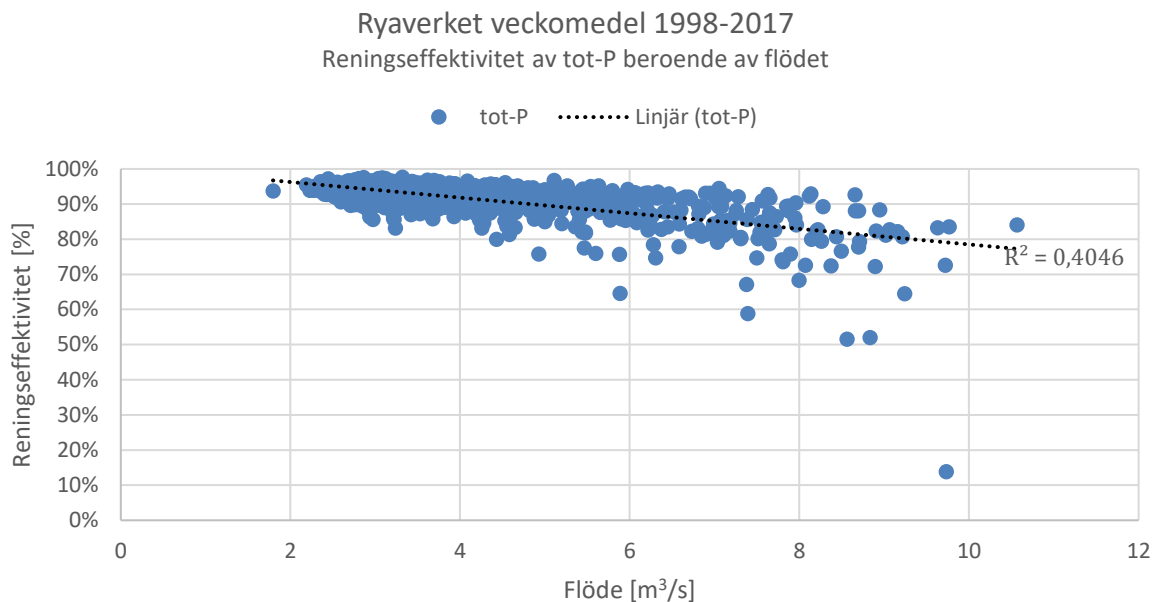
Figur 3. Inkommande flöde och förbiledning i Ryaverket perioden 1998–2017. Givet i dygnsmedelvärde.



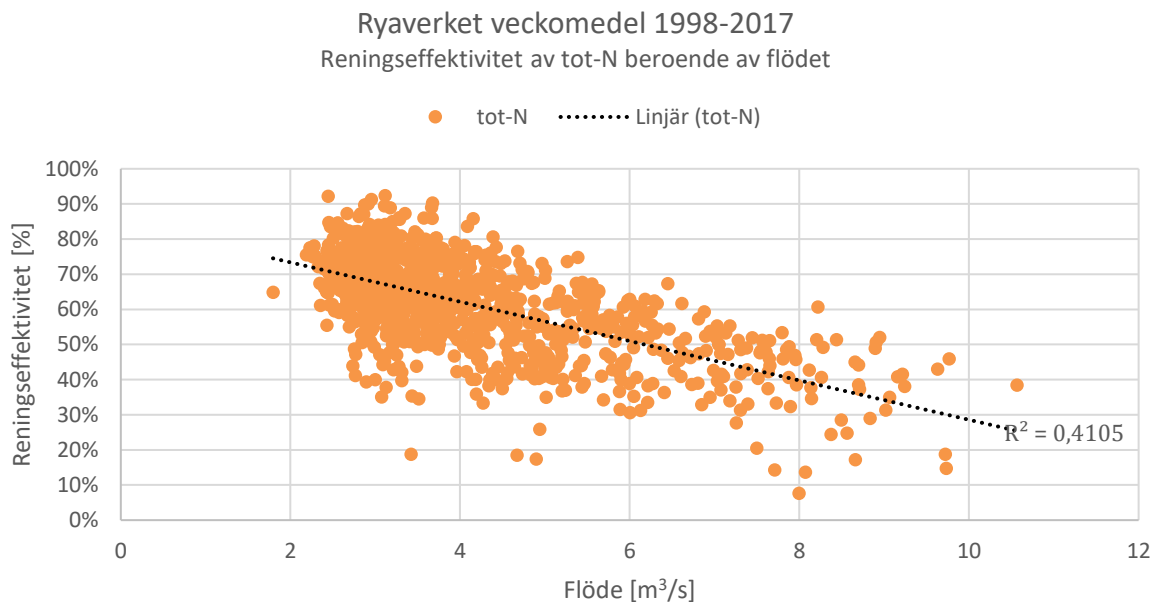
Figur 4. Inkommande flöde och förbiledning i Ryaverket perioden 1998–2017. Givet i dygnsmedelvärde.

Bilaga 2.

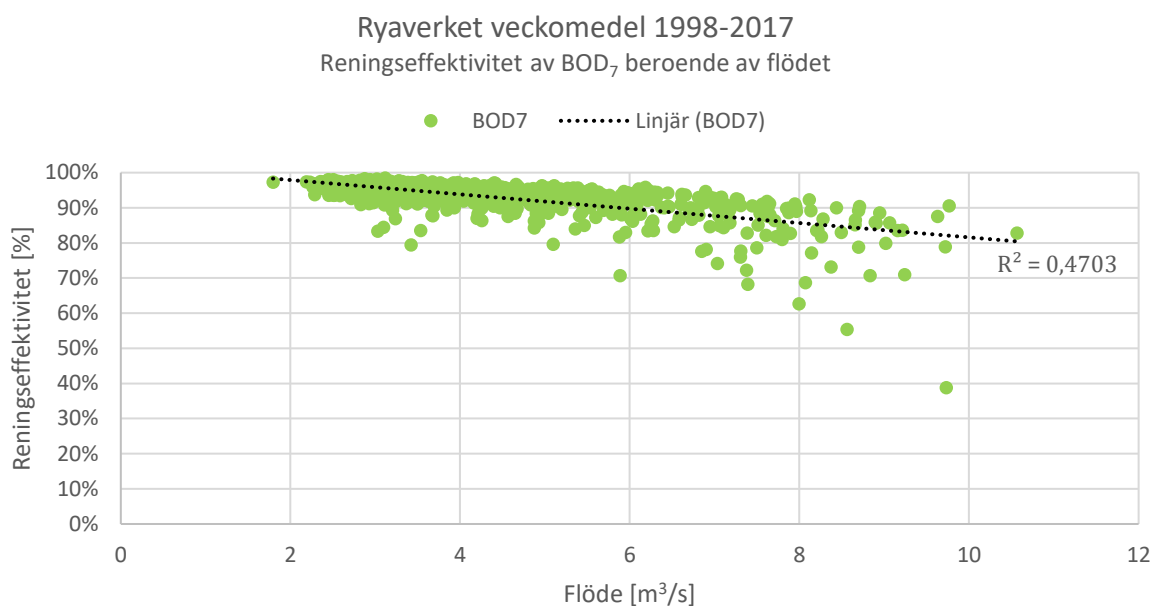
Diagram över reningseffektiviteten för respektive förorening beroende av inkommande flöde återges i Figur 5–8. Värden beräknade baserat på veckomedel för både flöde såväl förorening under perioden 1998–2017. Determinationskoefficienten för respektive trend går att avläsa i Tabell 1.



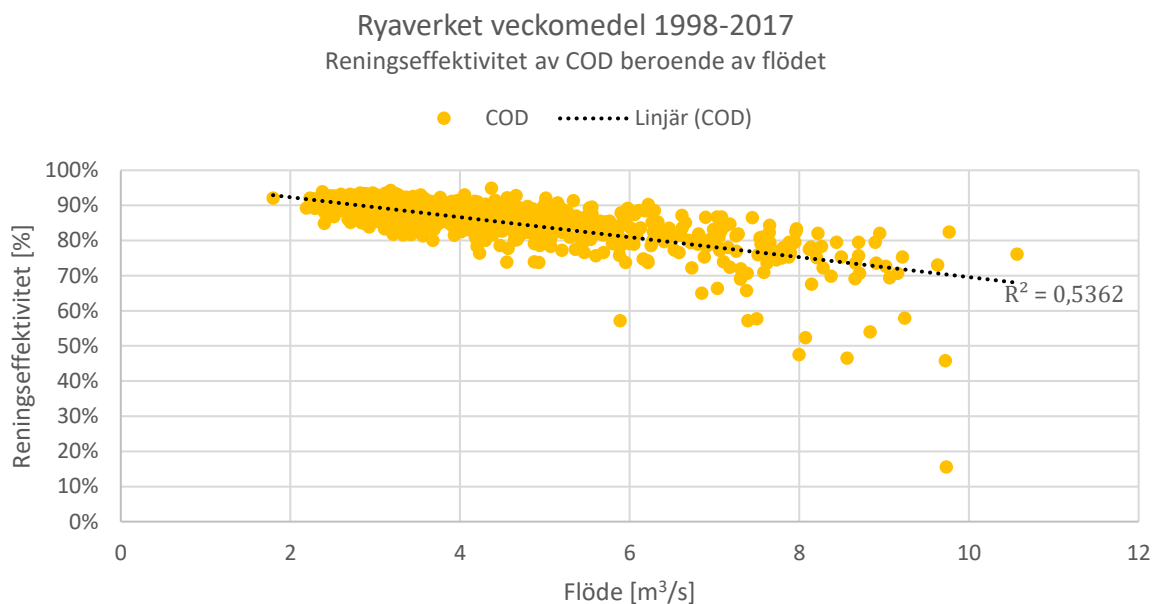
Figur 5. Diagram över reningseffektiviteten för fosfor.



Figur 6. Diagram över reningseffektiviteten för kväve.



Figur 7 . Diagram över reningseffektiviteten för BOD₇.



Figur 8. Diagram över reningseffektiviteten för COD.

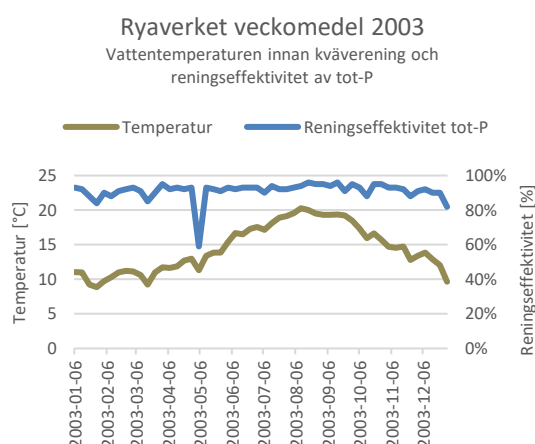
Tabell 1. Tabell över determinationskoefficienten för reningseffektiviteten hos respektive utgående förorening.

Förorening	R^2
Fosfor	0,4046
Kväve	0,4105
BOD ₇	0,4703
COD	0,5362

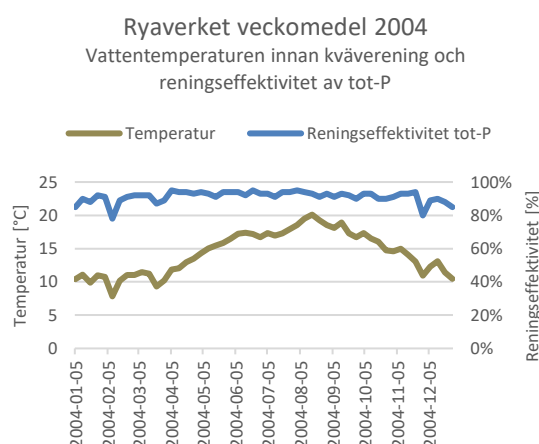
Kommentar. Värderna hämtade från trendlinjefunktionen i Excel.

Bilaga 3.

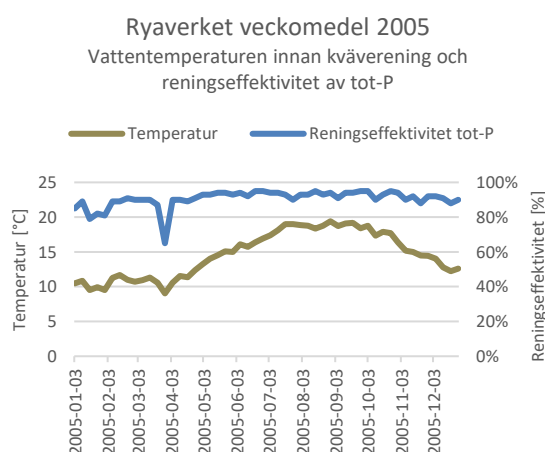
Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet vid enskilda år under perioden 2003–2017. För fosfor, se Figur 9–22, för kväve, se Figur 23–36, för BOD₇, se Figur 37–50 och för COD, se Figur 51–64. Värden givna i veckomedel.



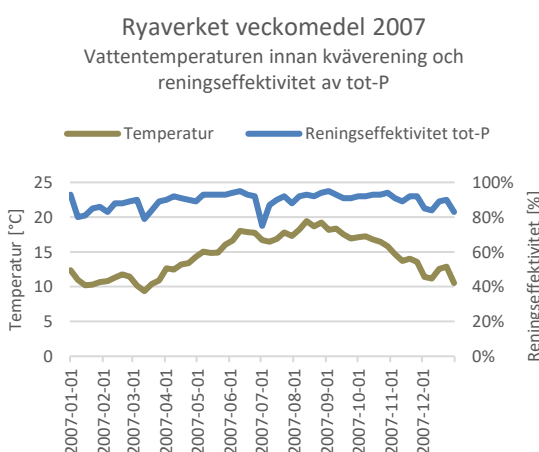
Figur 9. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2003.



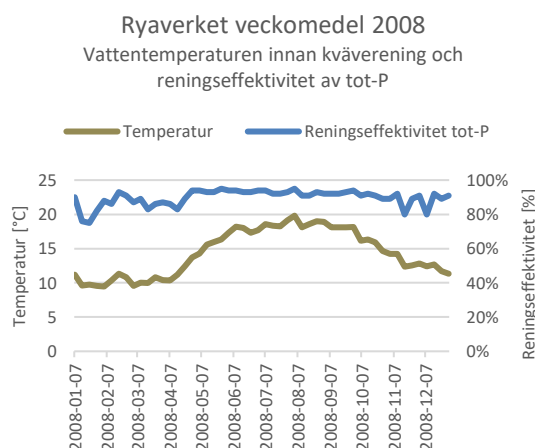
Figur 10. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2004.



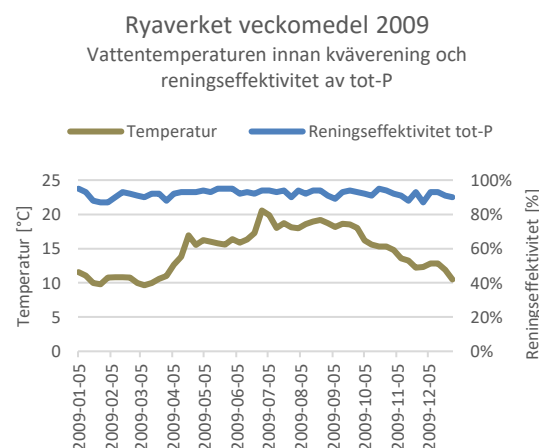
Figur 11. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2005.



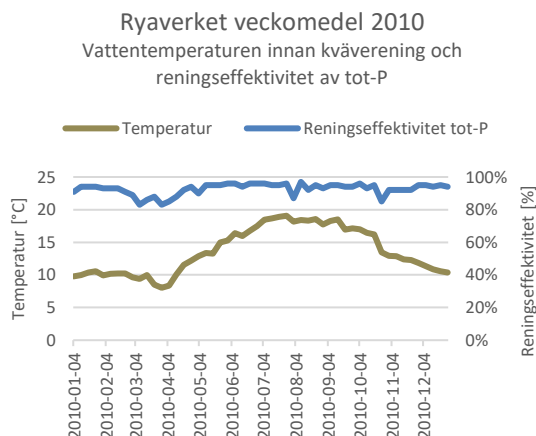
Figur 12. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2007.



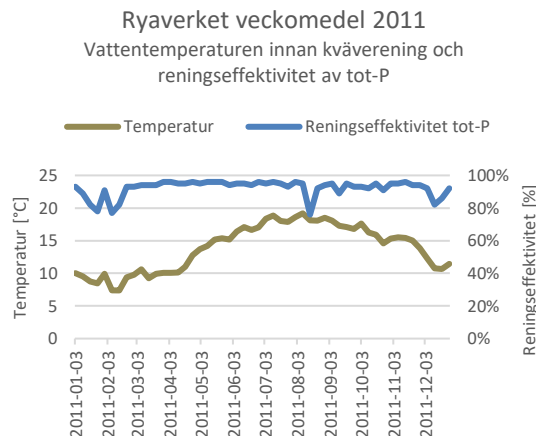
Figur 13. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2008.



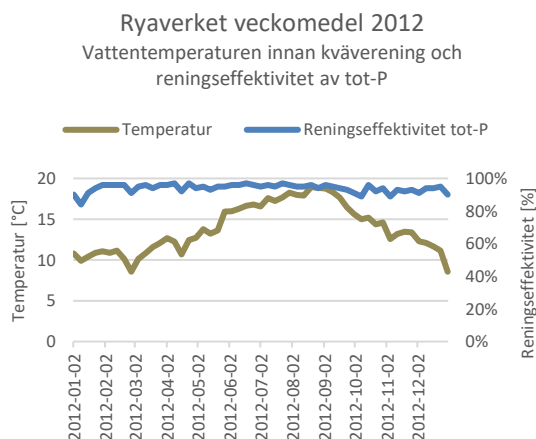
Figur 14. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2009.



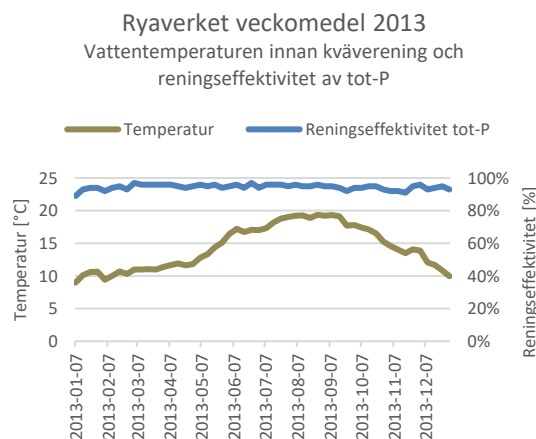
Figur 15. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2010.



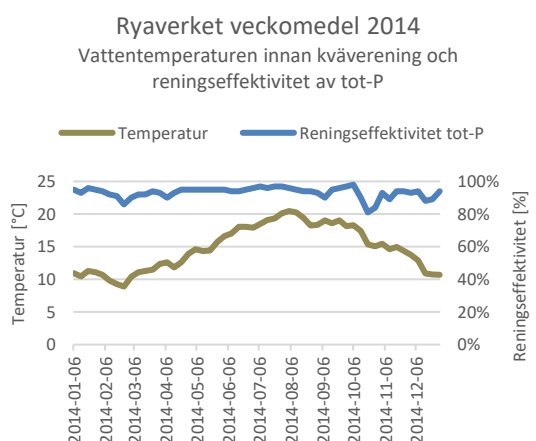
Figur 16. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2011.



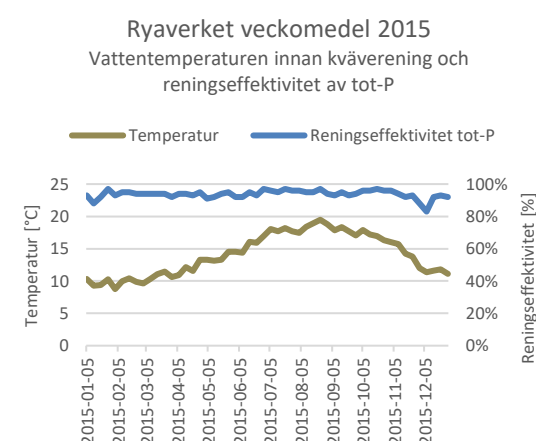
Figur 17. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2012.



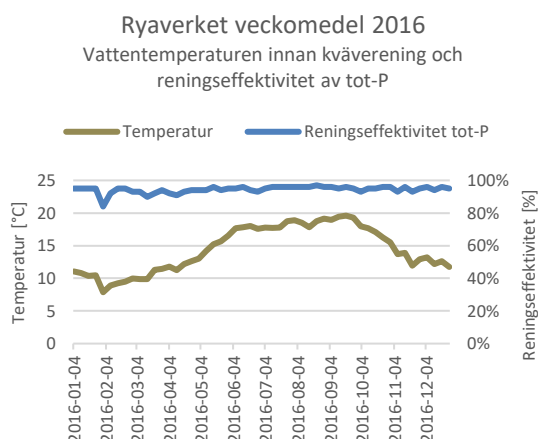
Figur 18. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2013.



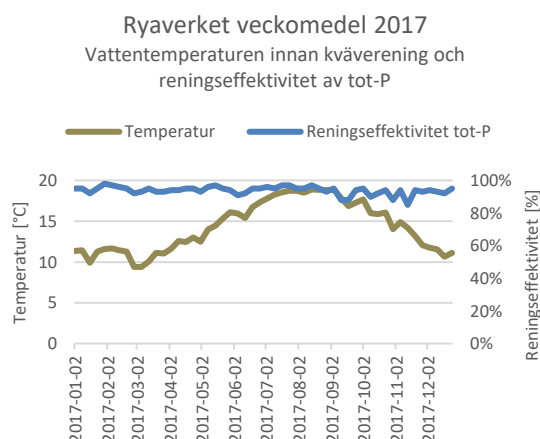
Figur 19. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2014.



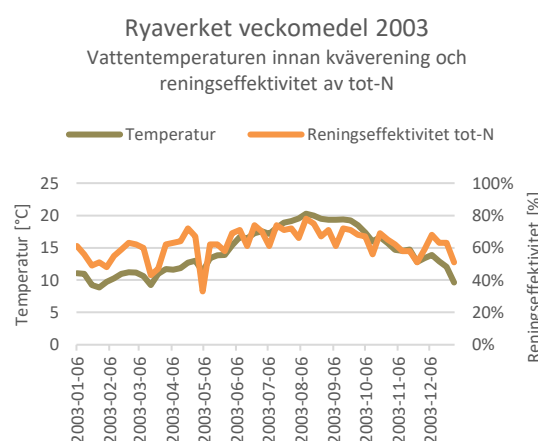
Figur 20. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2015.



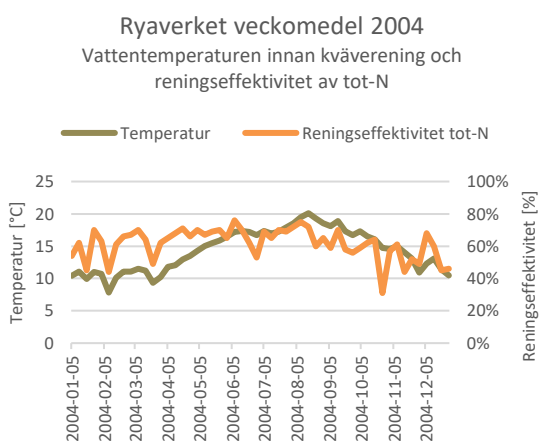
Figur 21. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2016.



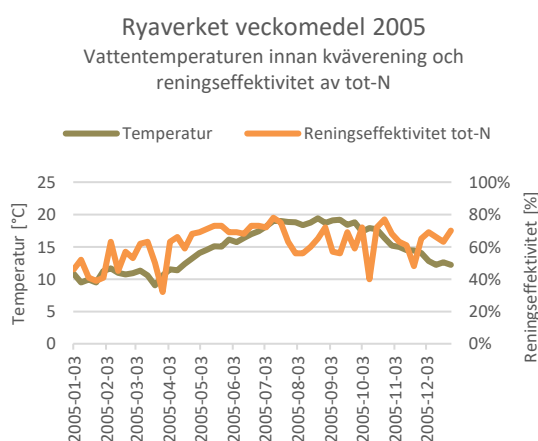
Figur 22. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för fosfor år 2017.



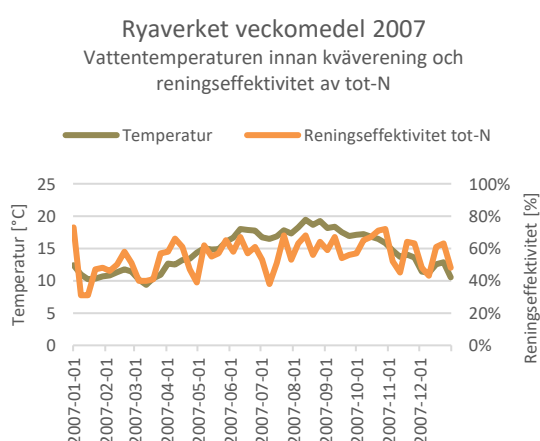
Figur 23. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2003.



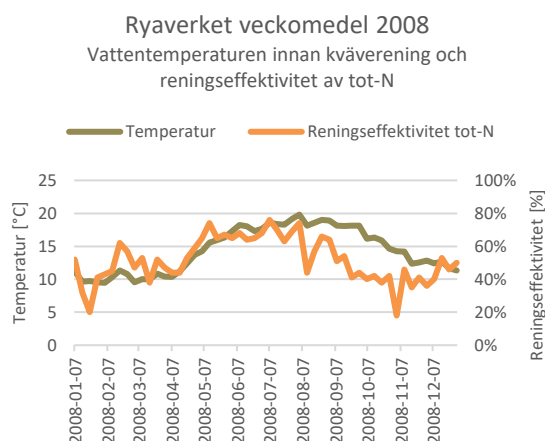
Figur 24. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2004.



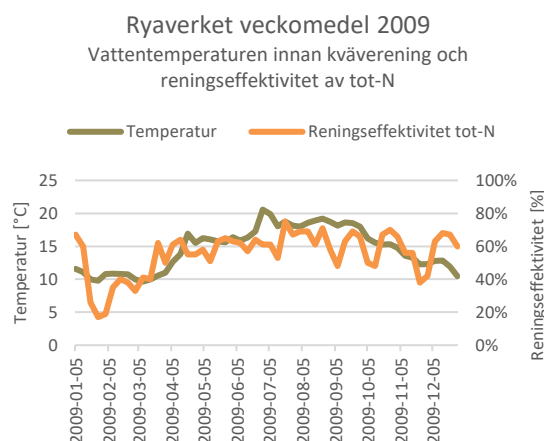
Figur 25. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2005.



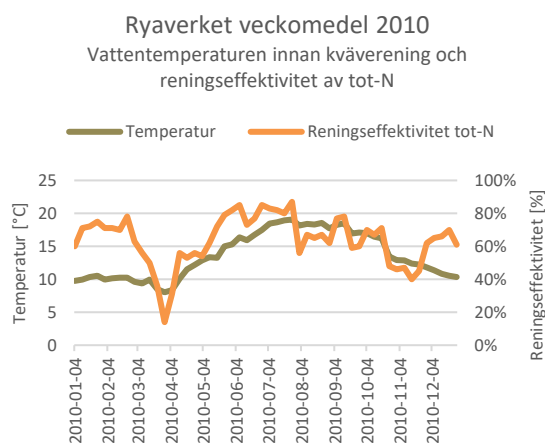
Figur 26. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2007.



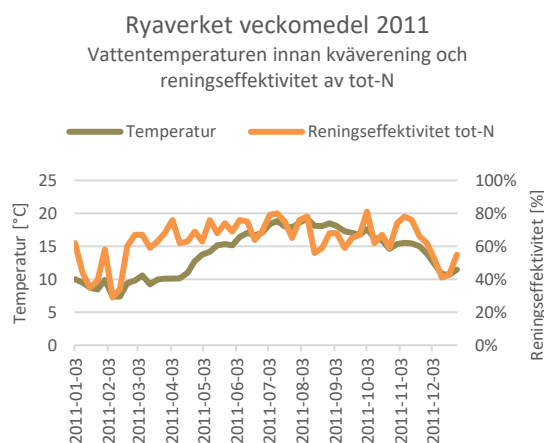
Figur 27. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2008.



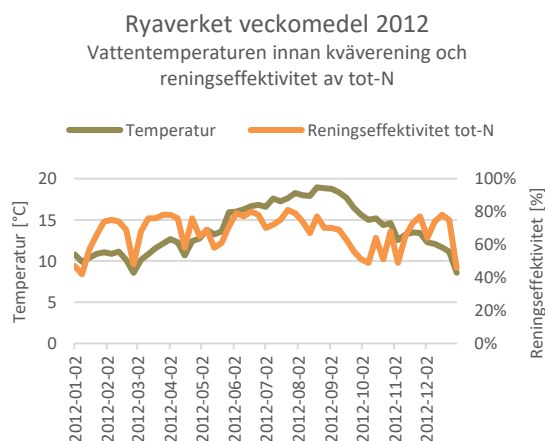
Figur 28. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2009.



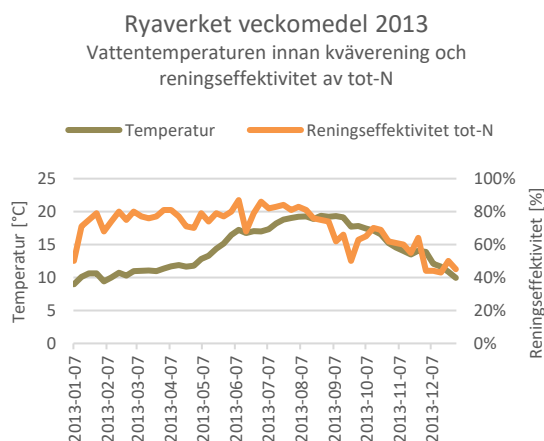
Figur 29. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2010.



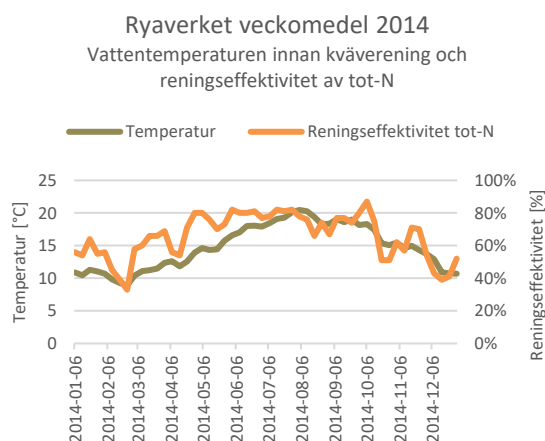
Figur 30. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2011.



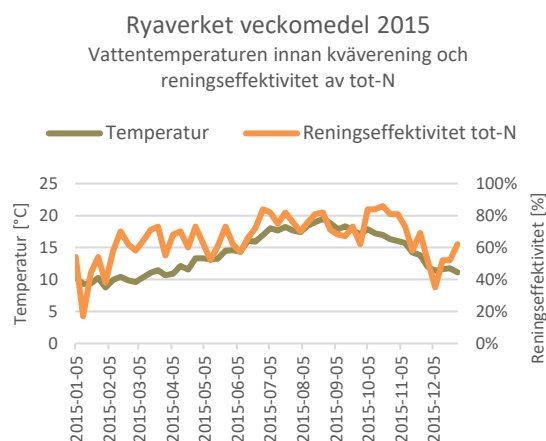
Figur 31. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2012.



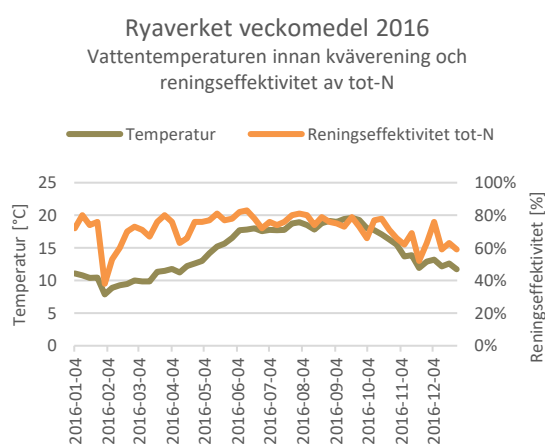
Figur 32. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2013.



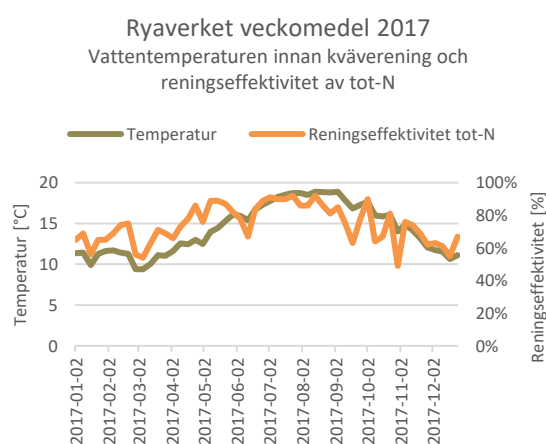
Figur 33. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2014.



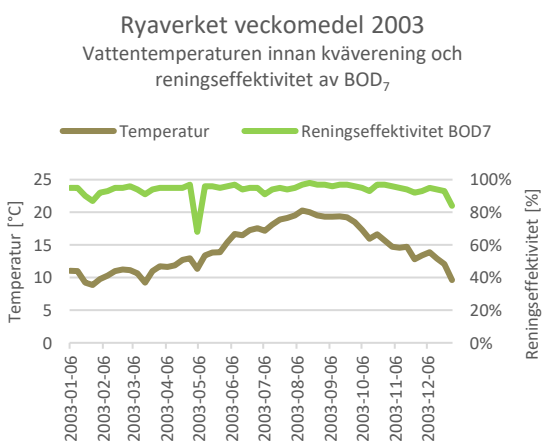
Figur 34. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2015.



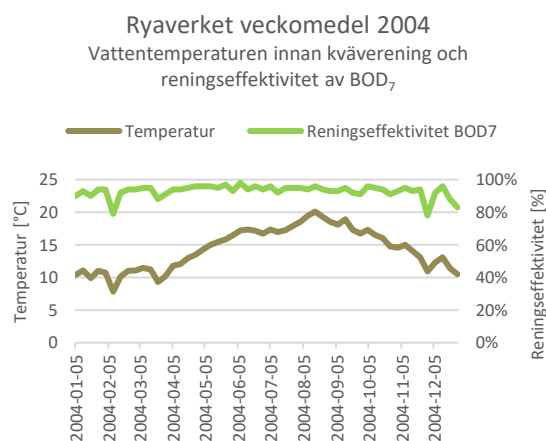
Figur 35. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2016.



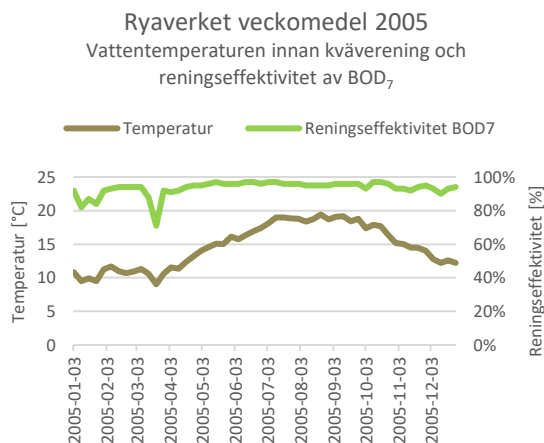
Figur 36. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för kväve år 2017.



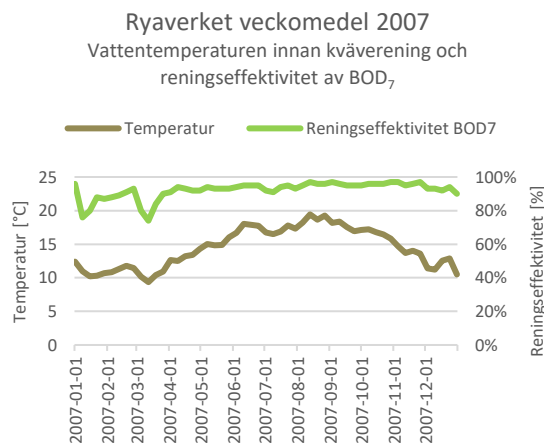
Figur 37. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2003.



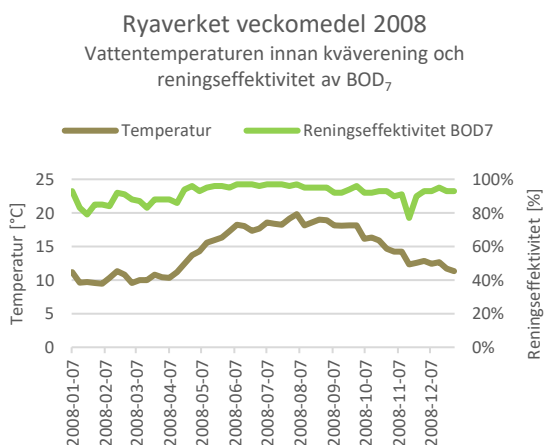
Figur 38. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2004.



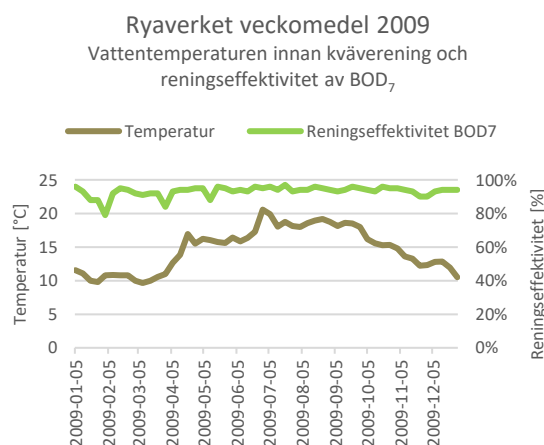
Figur 39. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2005.



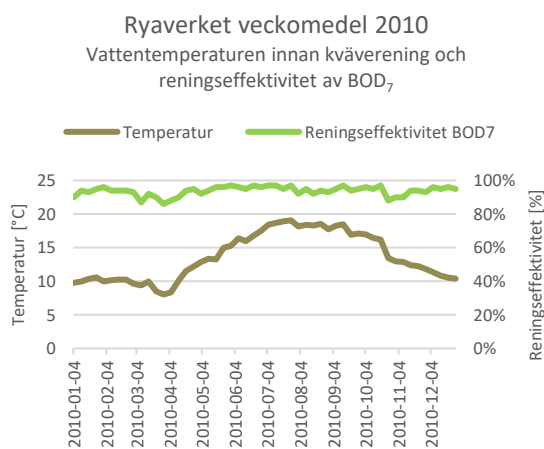
Figur 40. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2007.



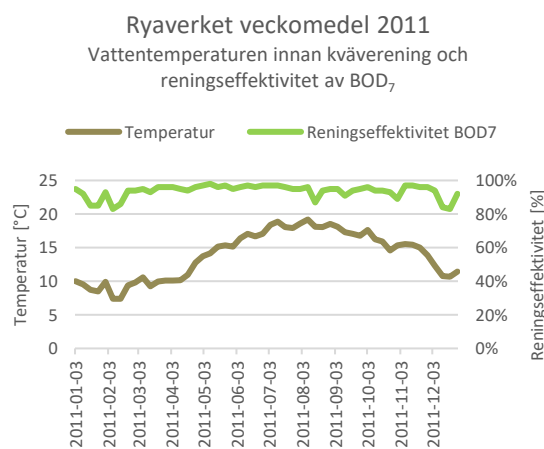
Figur 41. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2008.



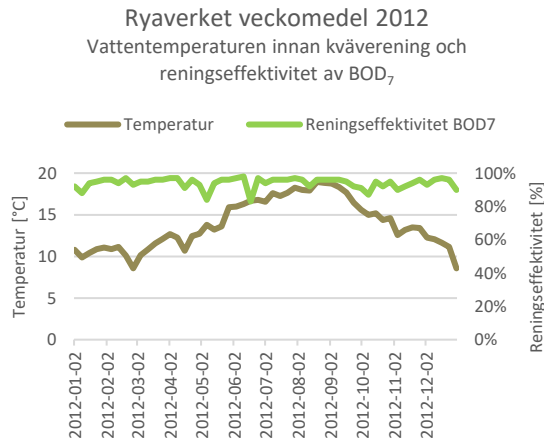
Figur 42. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2009.



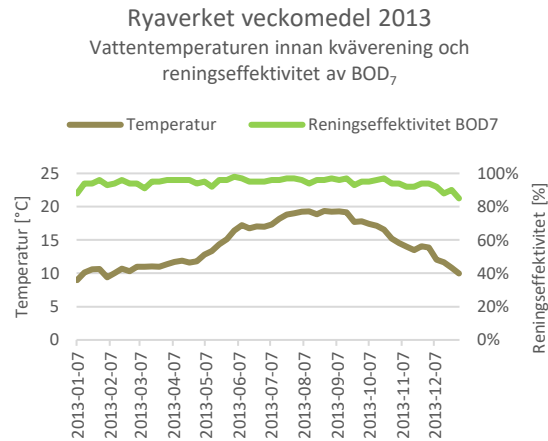
Figur 43. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2010.



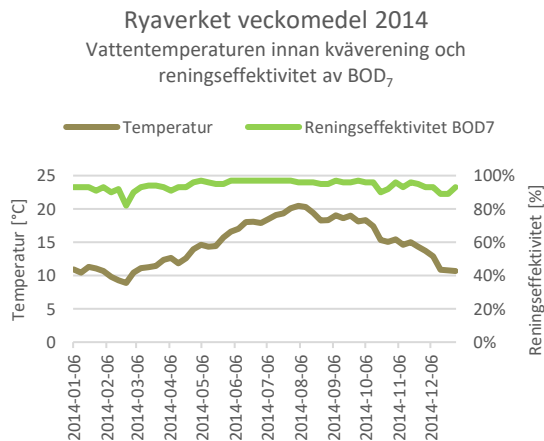
Figur 44. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2011.



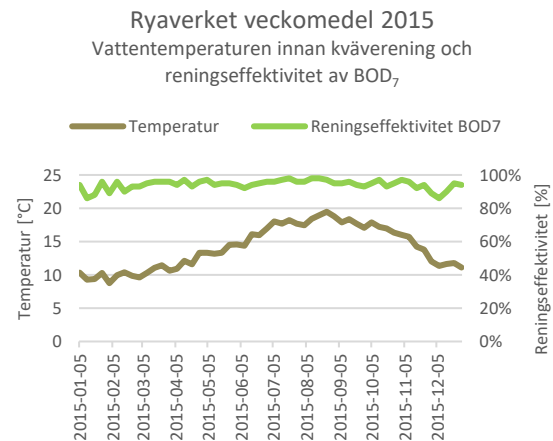
Figur 45. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2012.



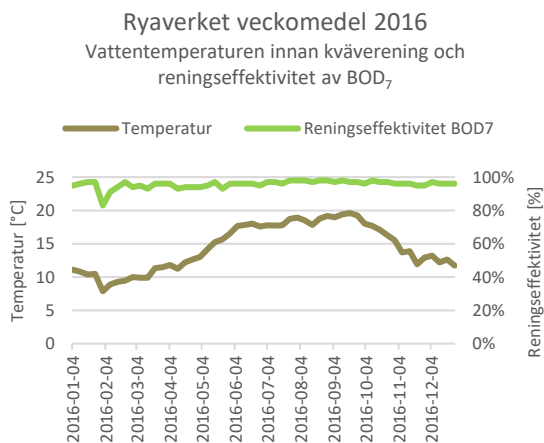
Figur 46. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2013.



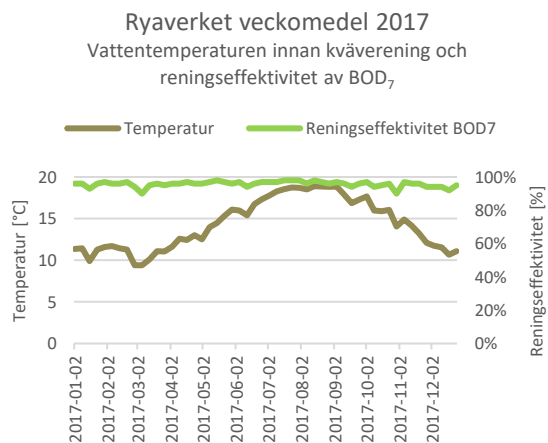
Figur 47. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2014.



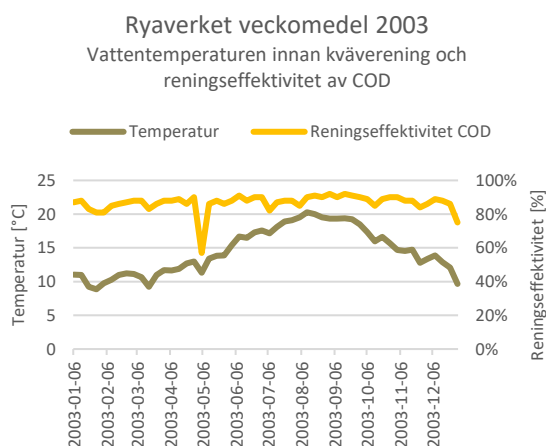
Figur 48. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2015.



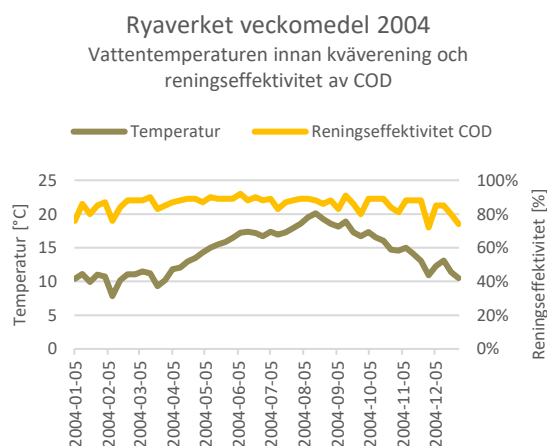
Figur 49. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2016.



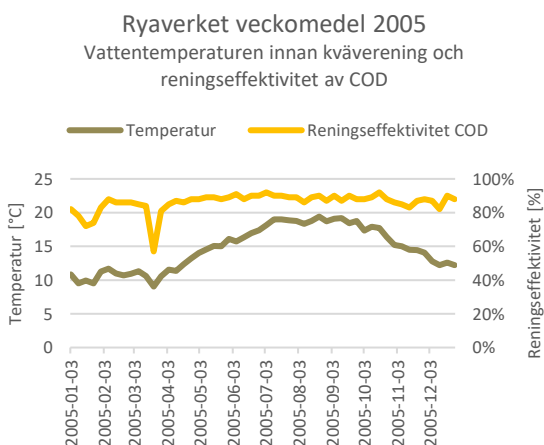
Figur 50. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för BOD₇ år 2017.



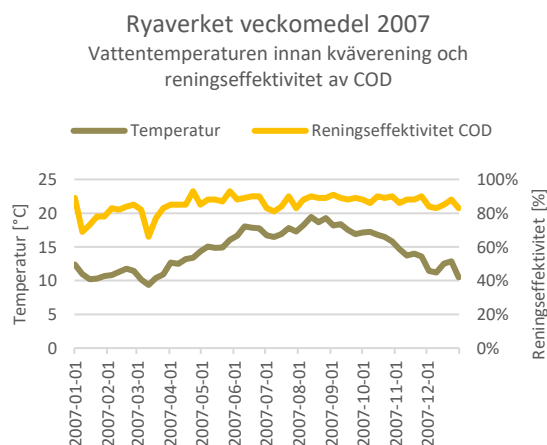
Figur 51. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2003.



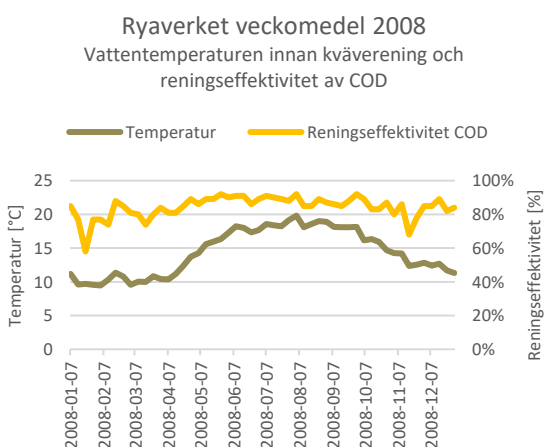
Figur 52. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2004.



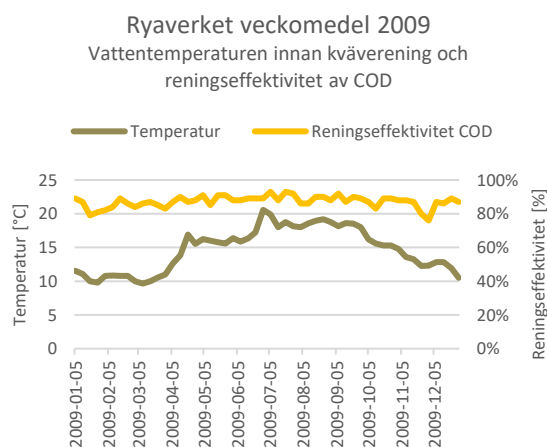
Figur 53. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2005.



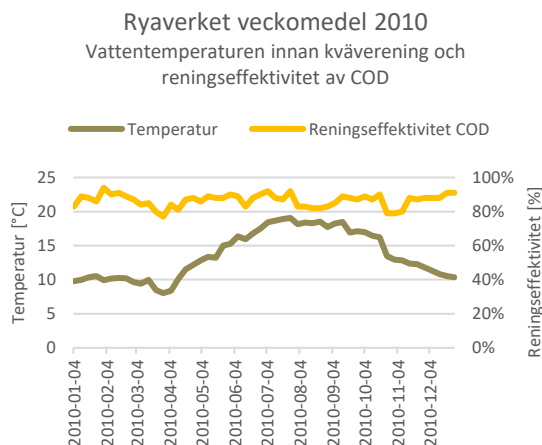
Figur 54. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2007.



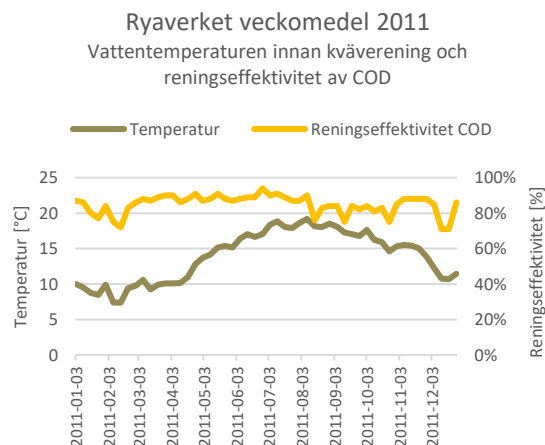
Figur 55. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2008.



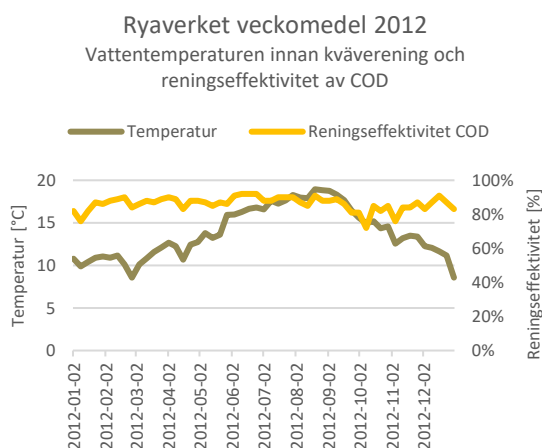
Figur 56. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2009.



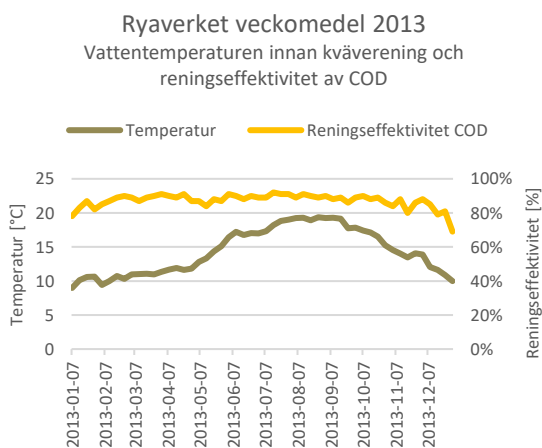
Figur 57. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2010.



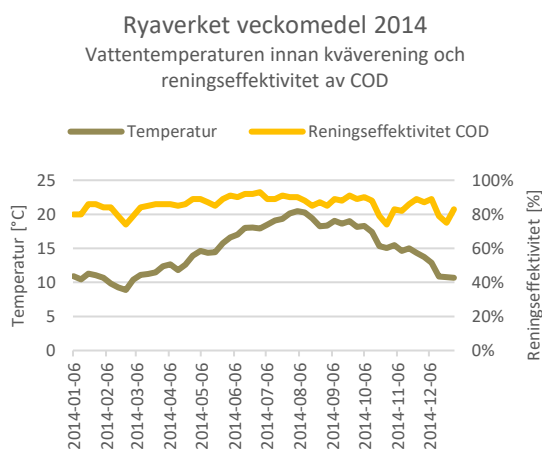
Figur 58. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2011.



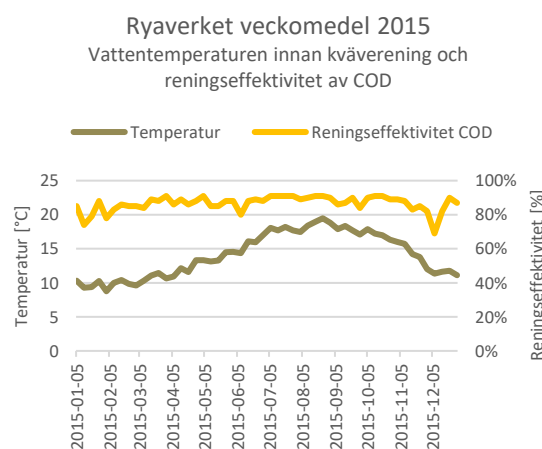
Figur 59. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2012.



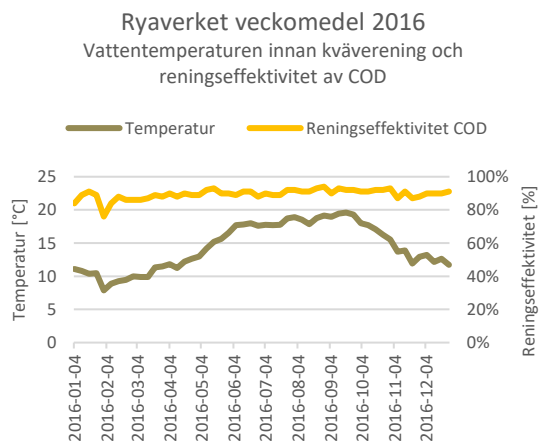
Figur 60. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2013.



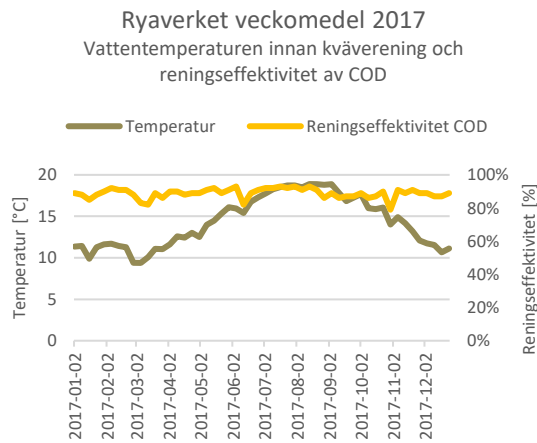
Figur 61. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2014.



Figur 62. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2015.



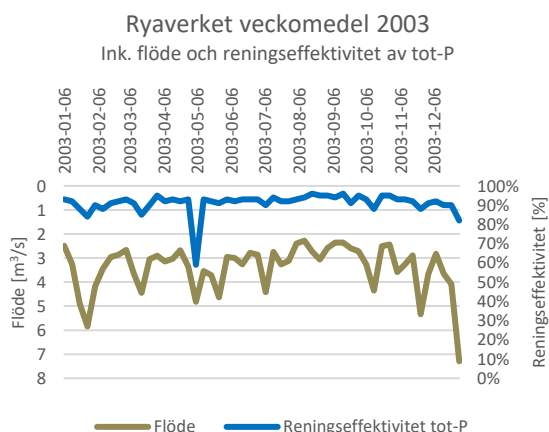
Figur 63. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2016.



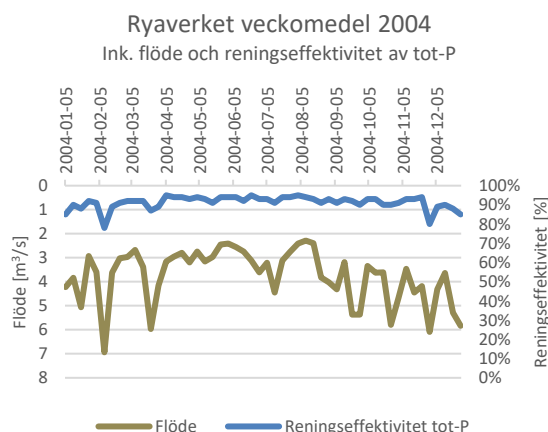
Figur 64. Diagram över vattentemperatur och reningseffektivitet för COD år 2017.

Bilaga 4.

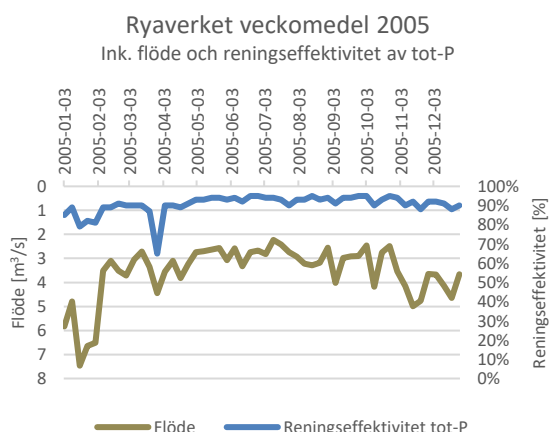
Diagram över utgående flöde och reningseffektivitet vid enskilda år under perioden 2003–2017. För fosfor, se Figur 65–78, för kväve, se Figur 79–92, för BOD₇, se Figur 93–106 och för COD, se Figur 107–114. Värden givna i veckomedel.



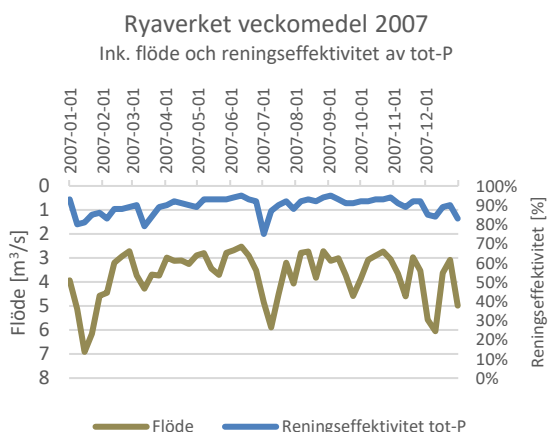
Figur 65. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2003.



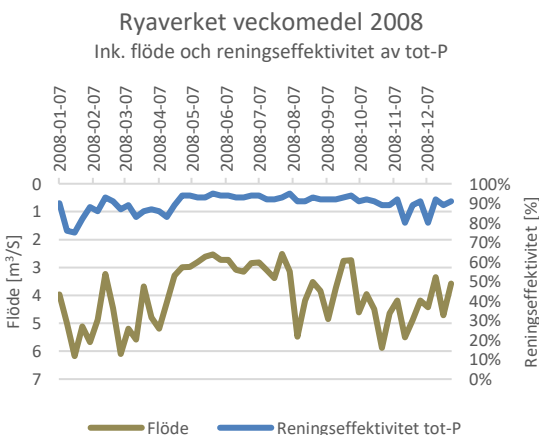
Figur 66. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2004.



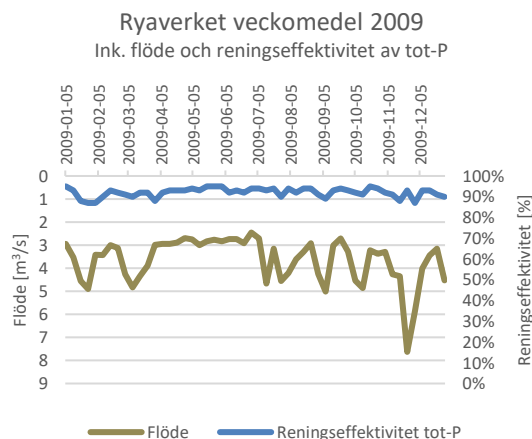
Figur 67. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2005.



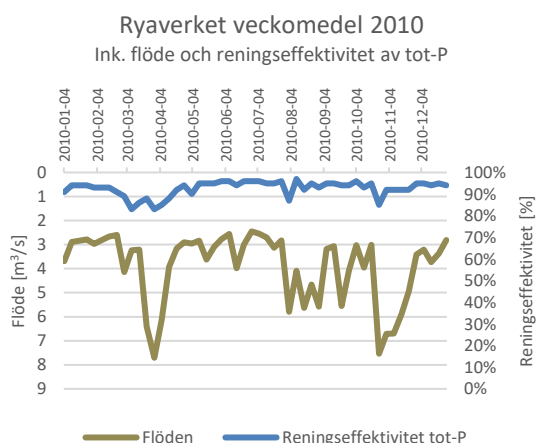
Figur 68. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2007.



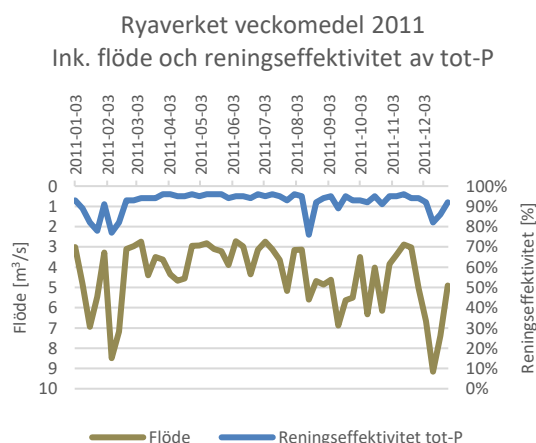
Figur 69. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2008.



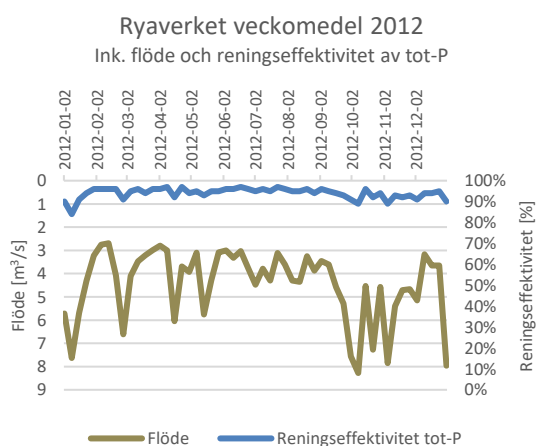
Figur 70. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2009.



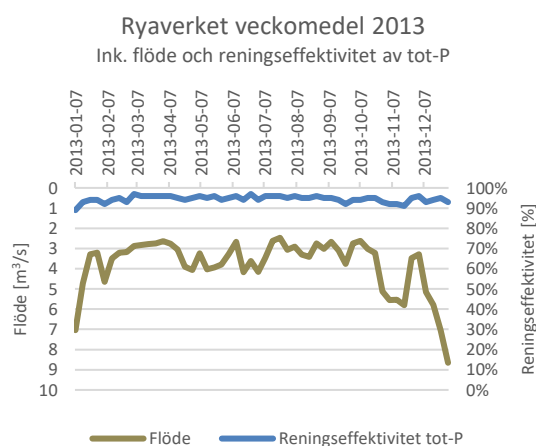
Figur 71. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2010.



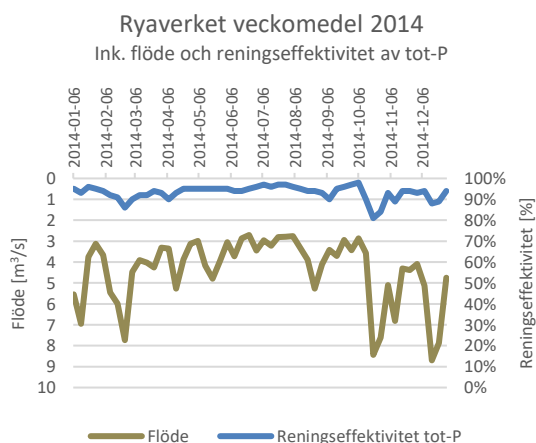
Figur 72. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2011.



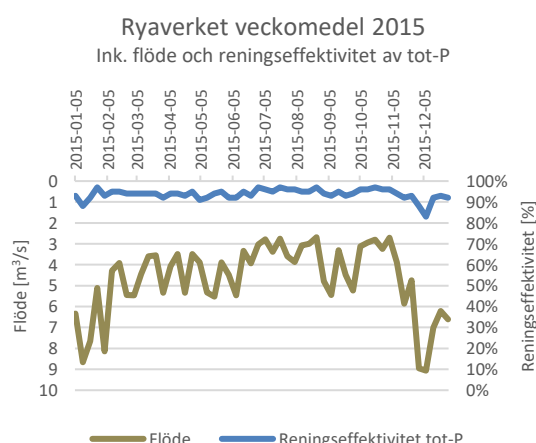
Figur 73. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2012.



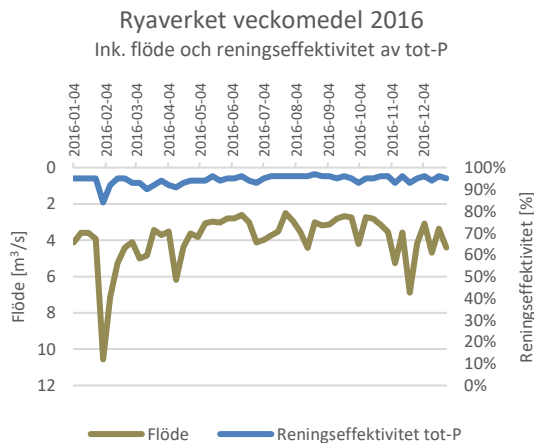
Figur 74. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2013.



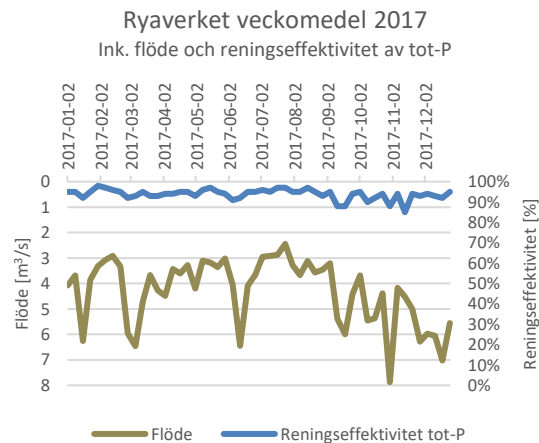
Figur 75. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2014.



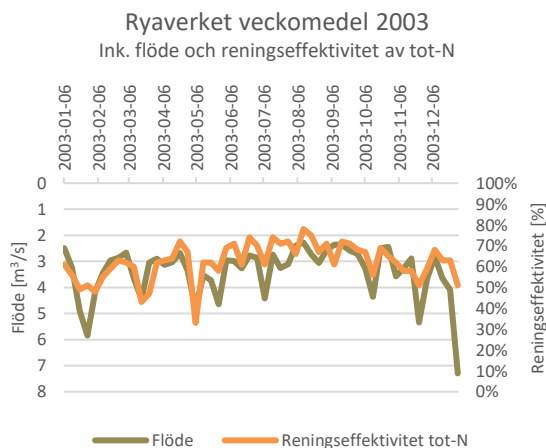
Figur 76. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2015.



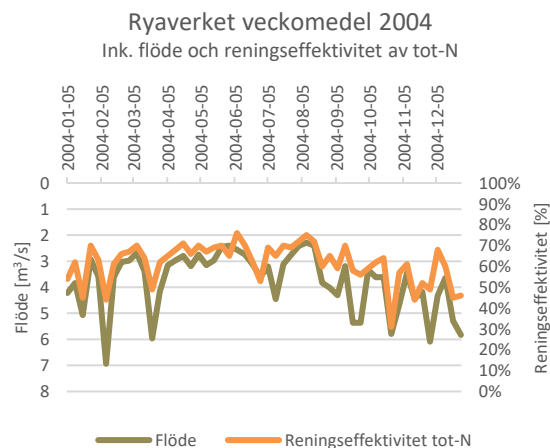
Figur 77. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2016.



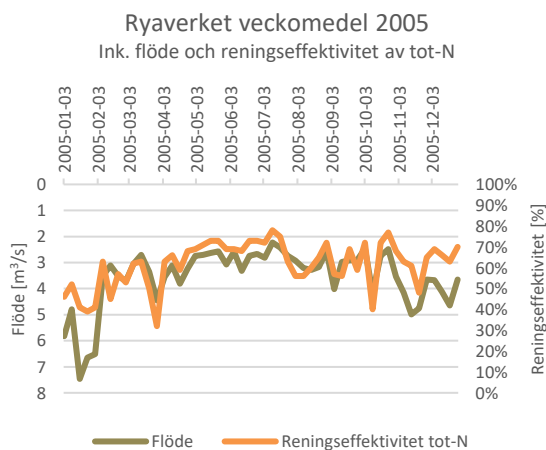
Figur 78. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för fosfor år 2017.



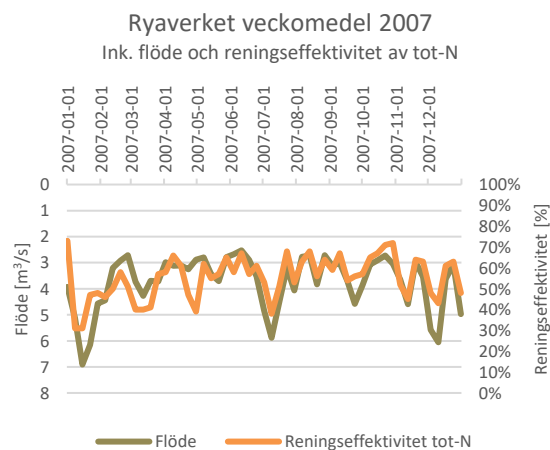
Figur 79. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2003.



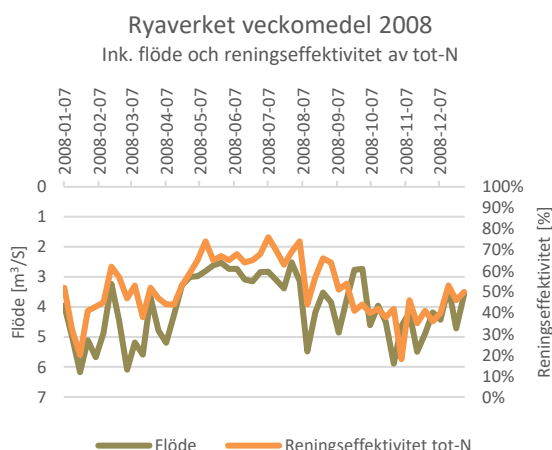
Figur 80. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2004.



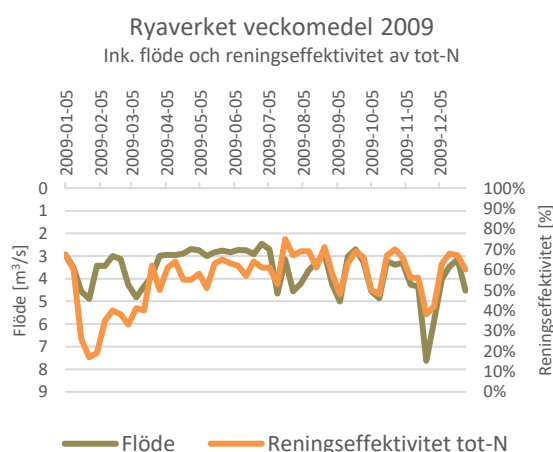
Figur 81. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2005.



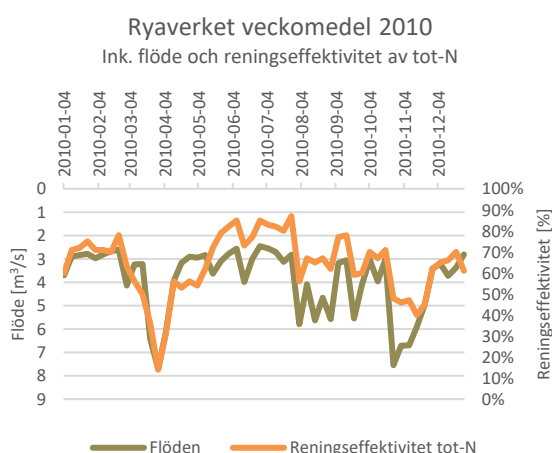
Figur 82. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2007.



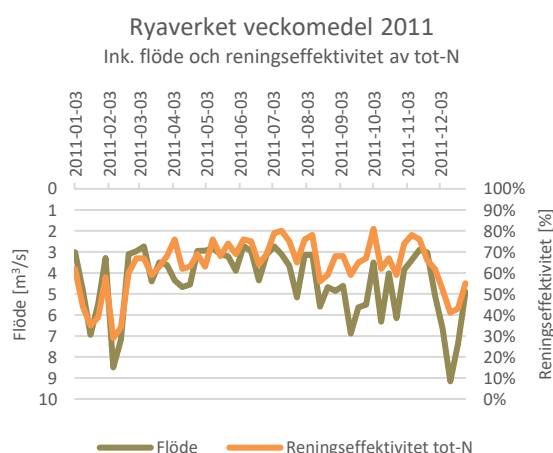
Figur 83. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2008.



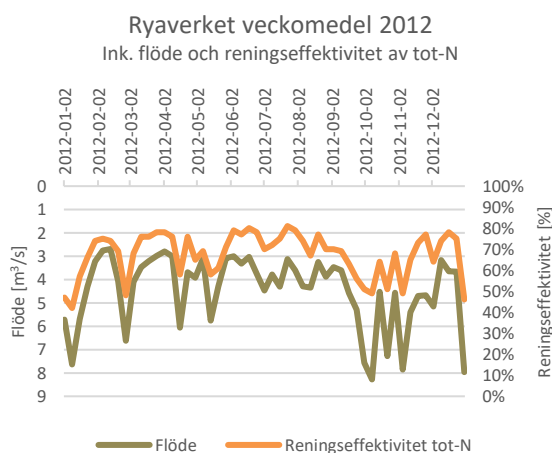
Figur 84. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2009.



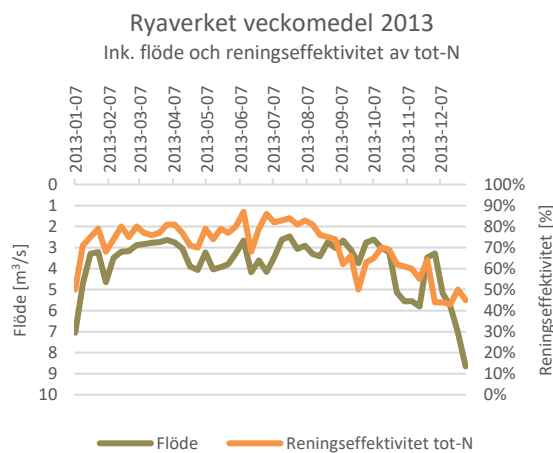
Figur 85. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2010.



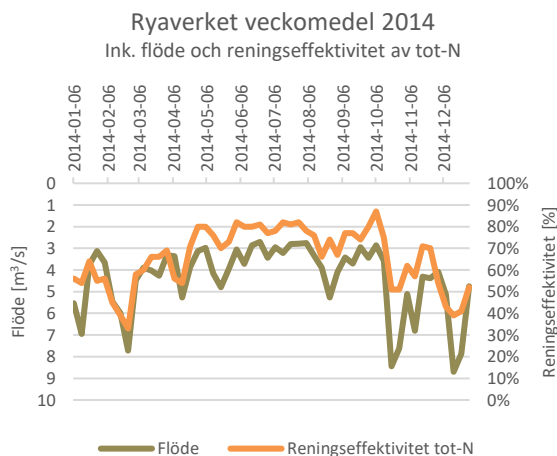
Figur 86. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2011.



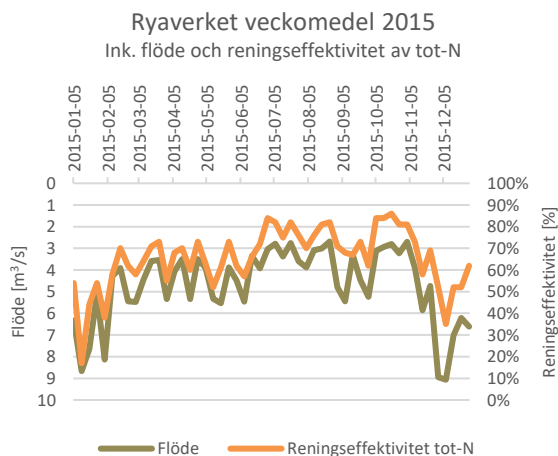
Figur 87. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2012.



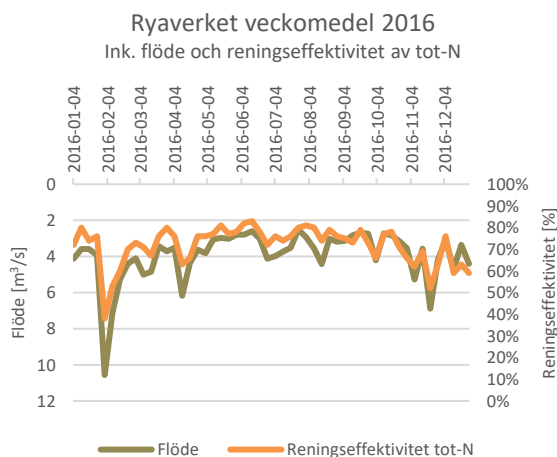
Figur 88. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2013.



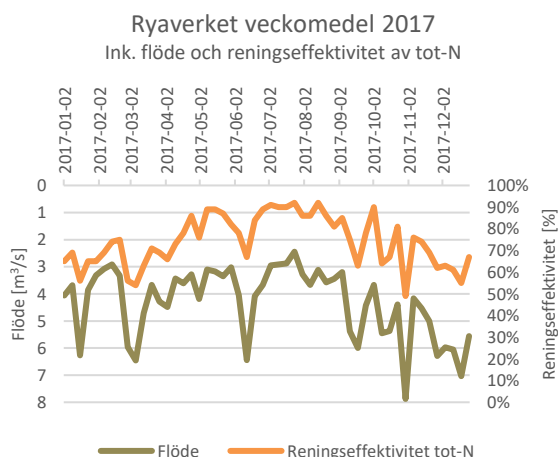
Figur 89. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2014.



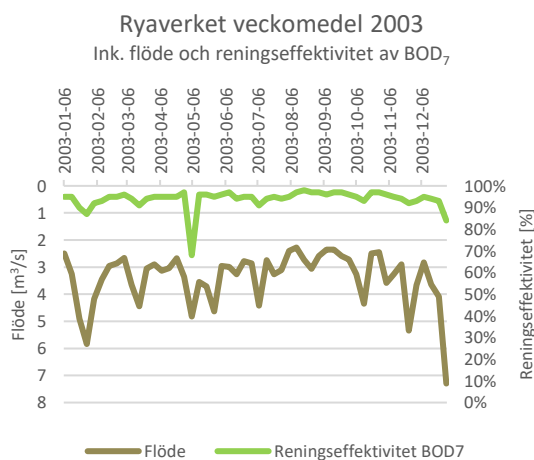
Figur 90. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2015.



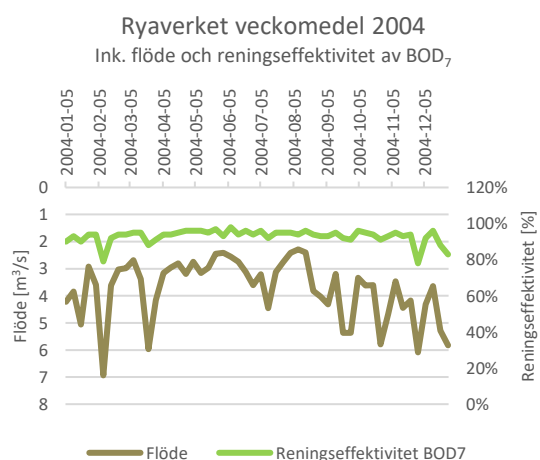
Figur 91. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2016.



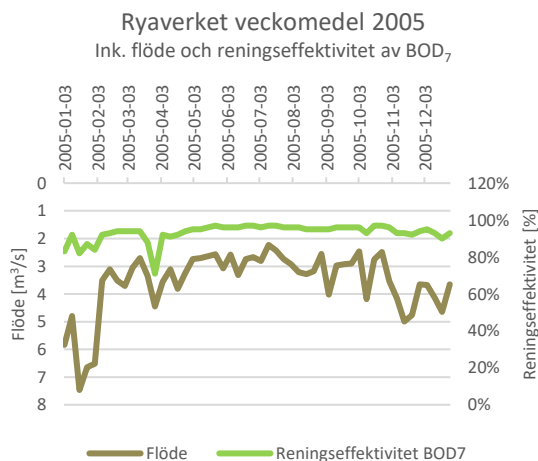
Figur 92. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för kväve år 2017.



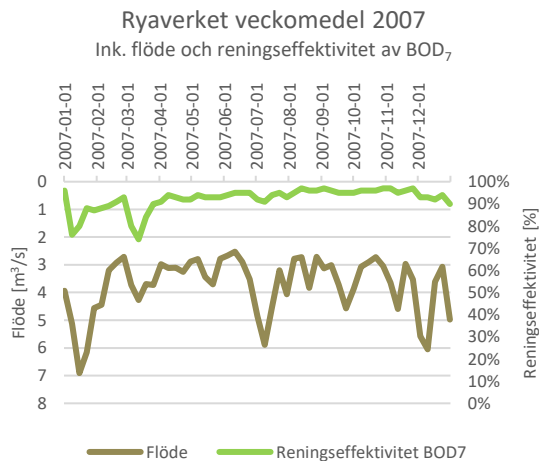
Figur 93. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2003.



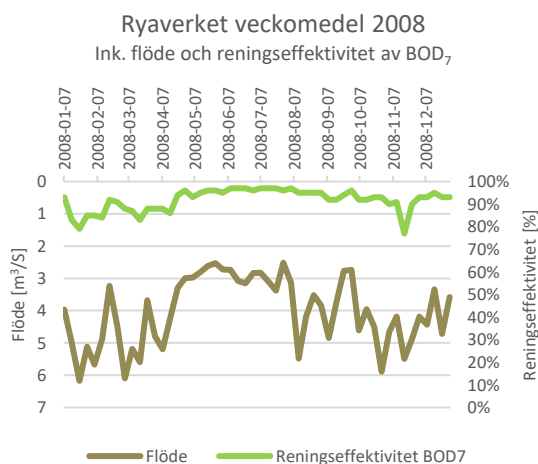
Figur 94. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2004.



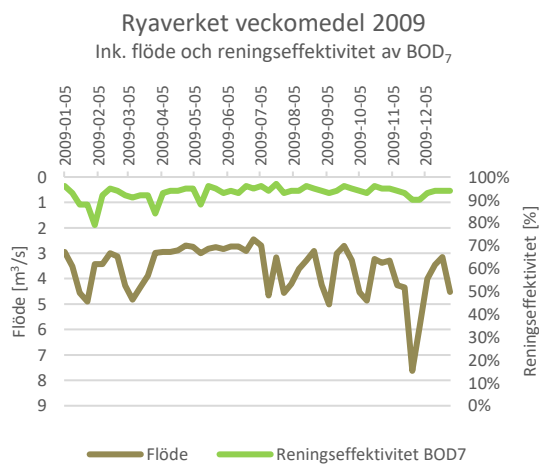
Figur 95. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2005.



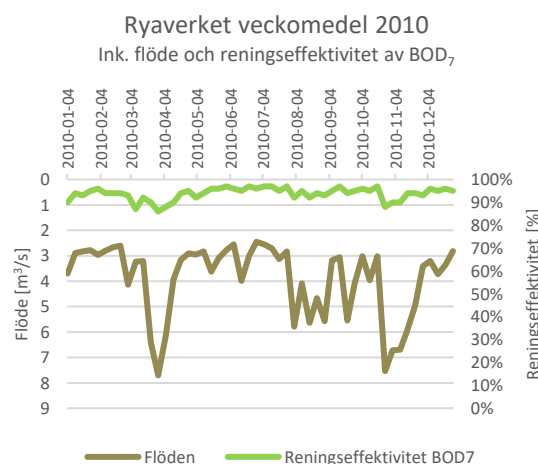
Figur 96. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2007.



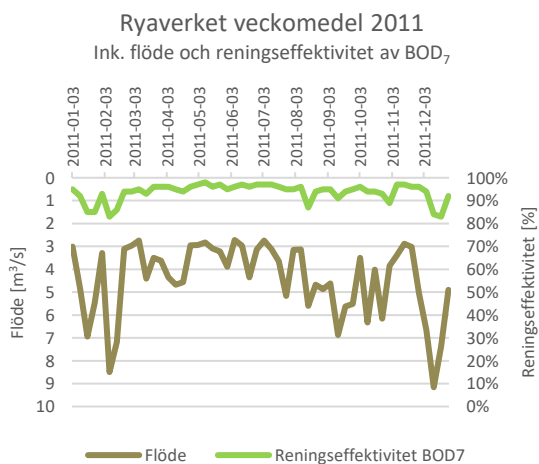
Figur 97. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2008.



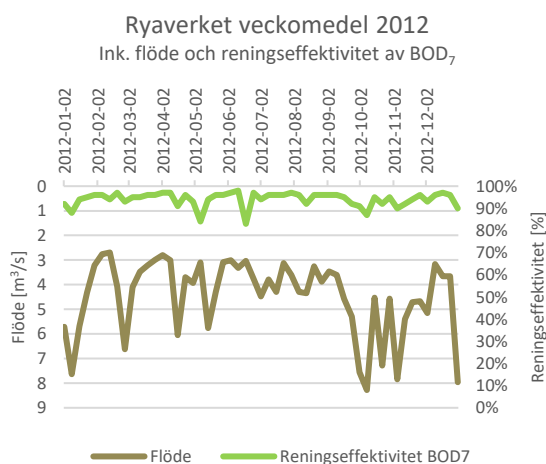
Figur 98. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2009.



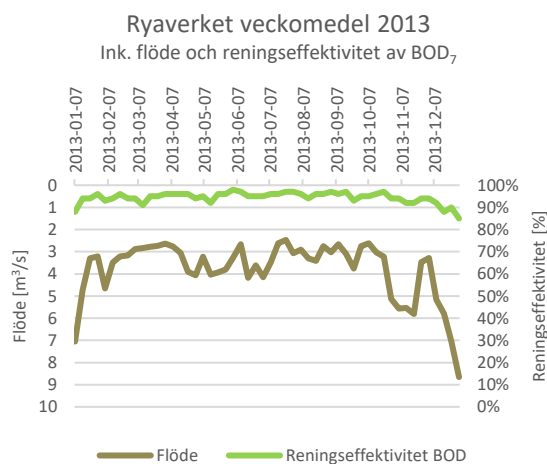
Figur 99. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2010.



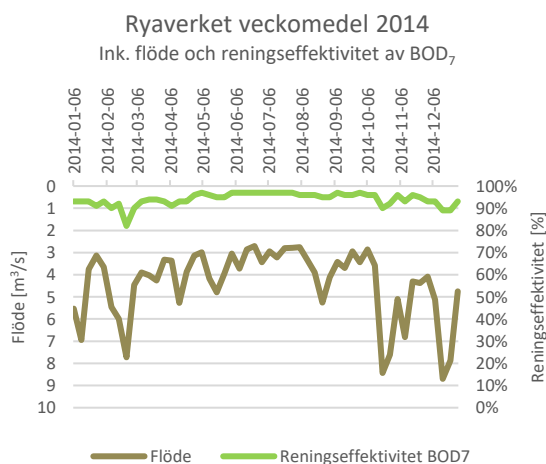
Figur 100. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2011.



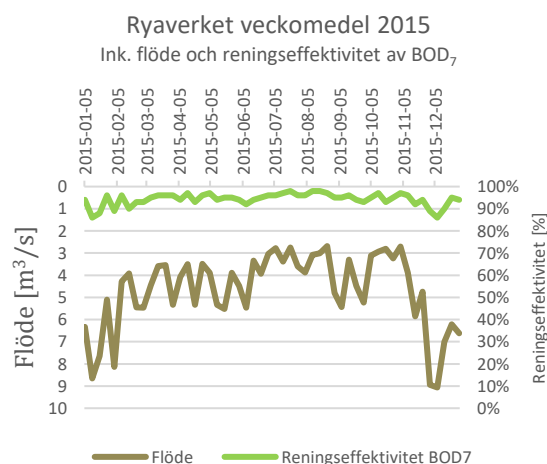
Figur 101. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2012.



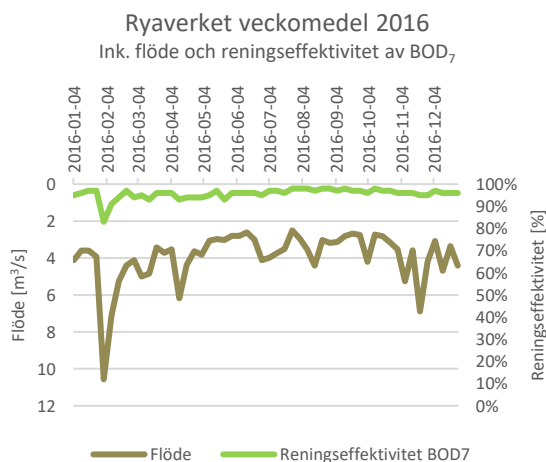
Figur 102. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2013.



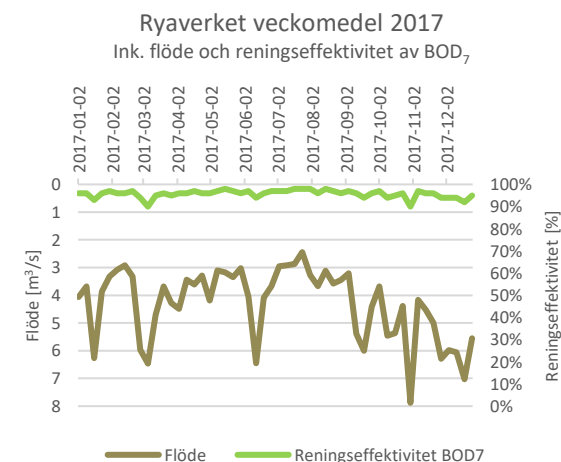
Figur 103. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2014.



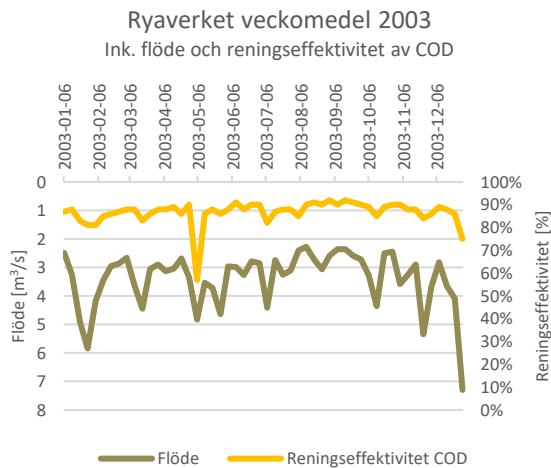
Figur 104. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2015.



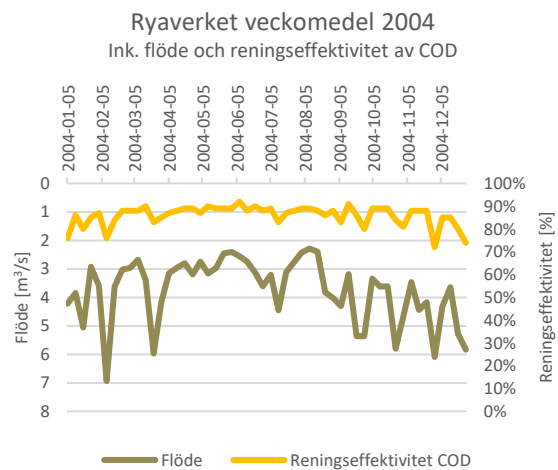
Figur 105. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2016.



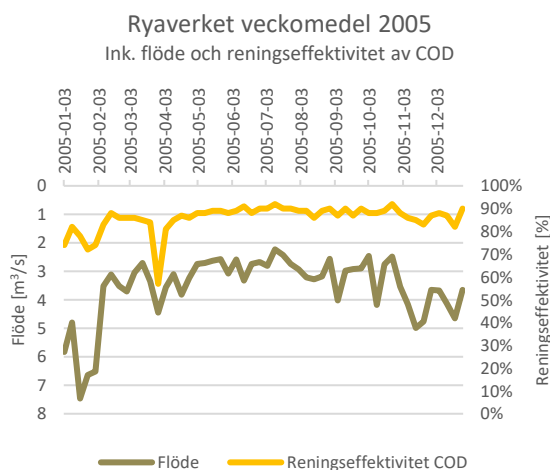
Figur 106. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för BOD₇ år 2017.



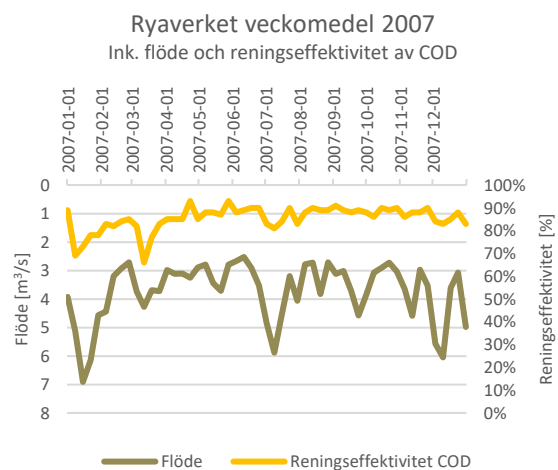
Figur X. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2003.



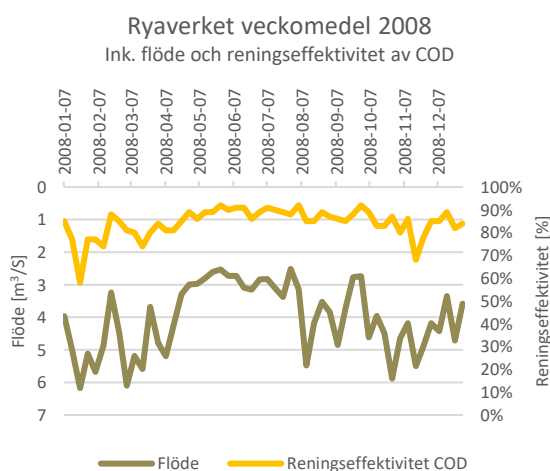
Figur X. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2004.



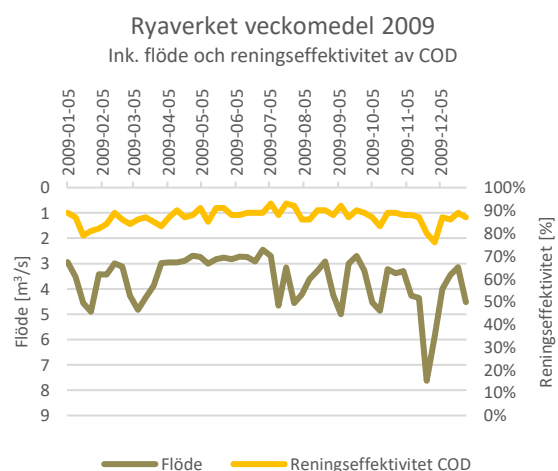
Figur X. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2005.



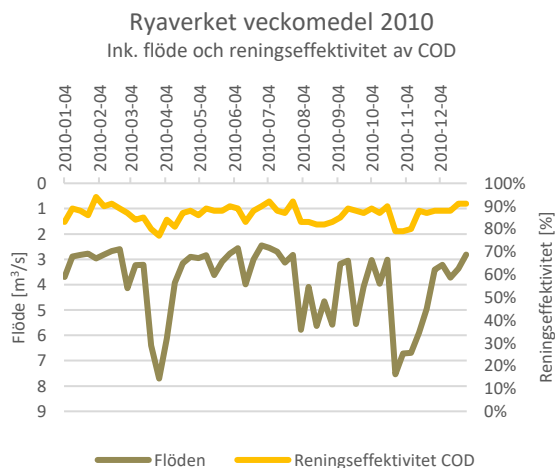
Figur X. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2007.



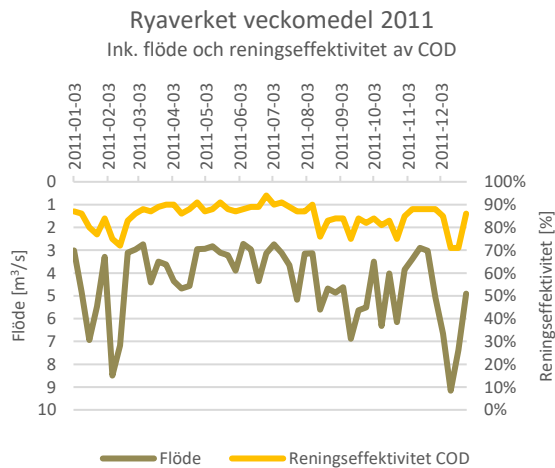
Figur X. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2008.



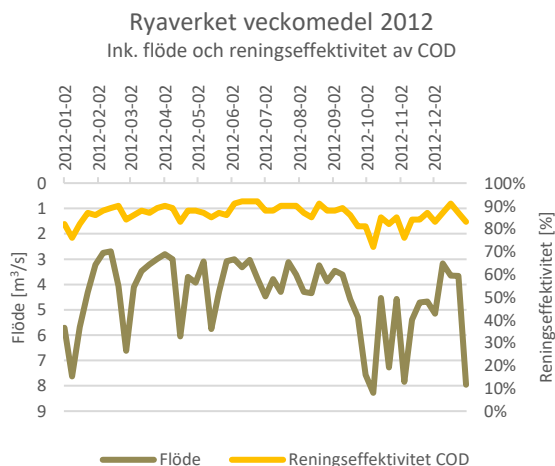
Figur X. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2009.



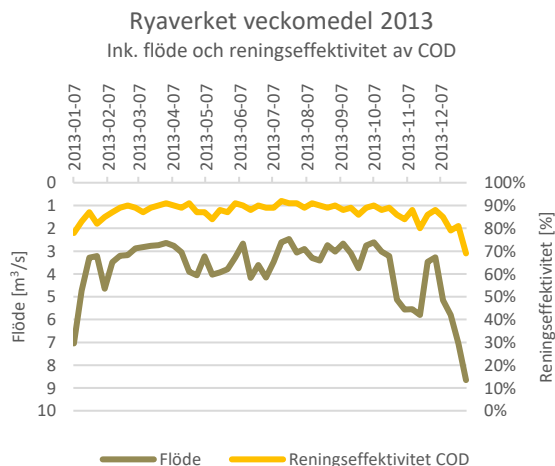
Figur 107. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2010.



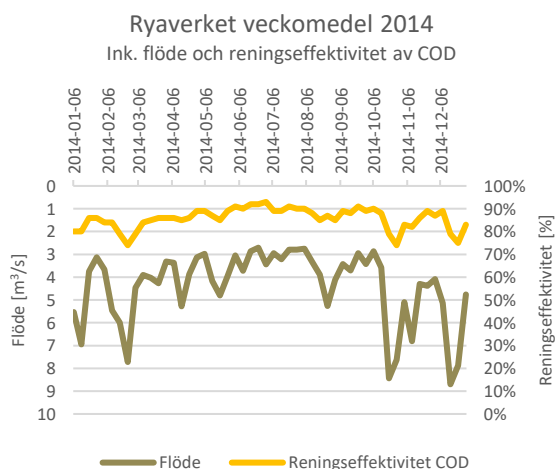
Figur 108. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2011.



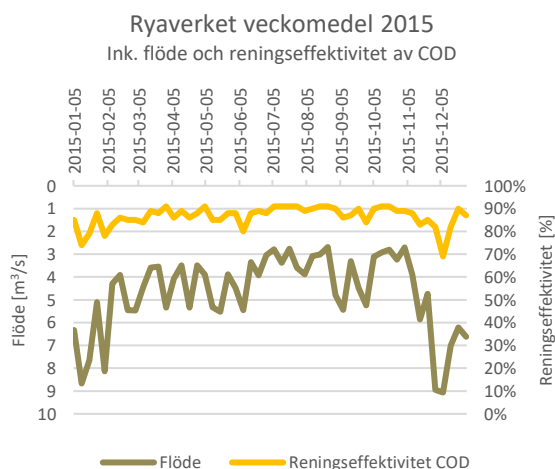
Figur 109. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2012.



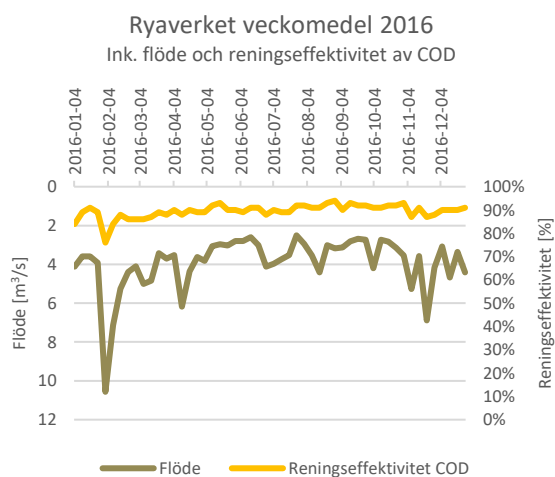
Figur 110. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2013.



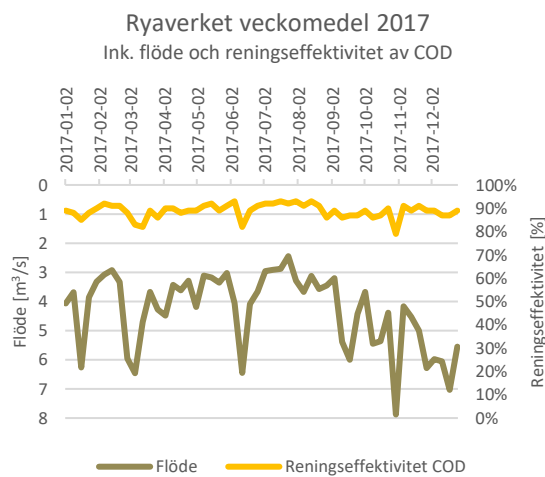
Figur 111. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2014.



Figur 112. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2015.



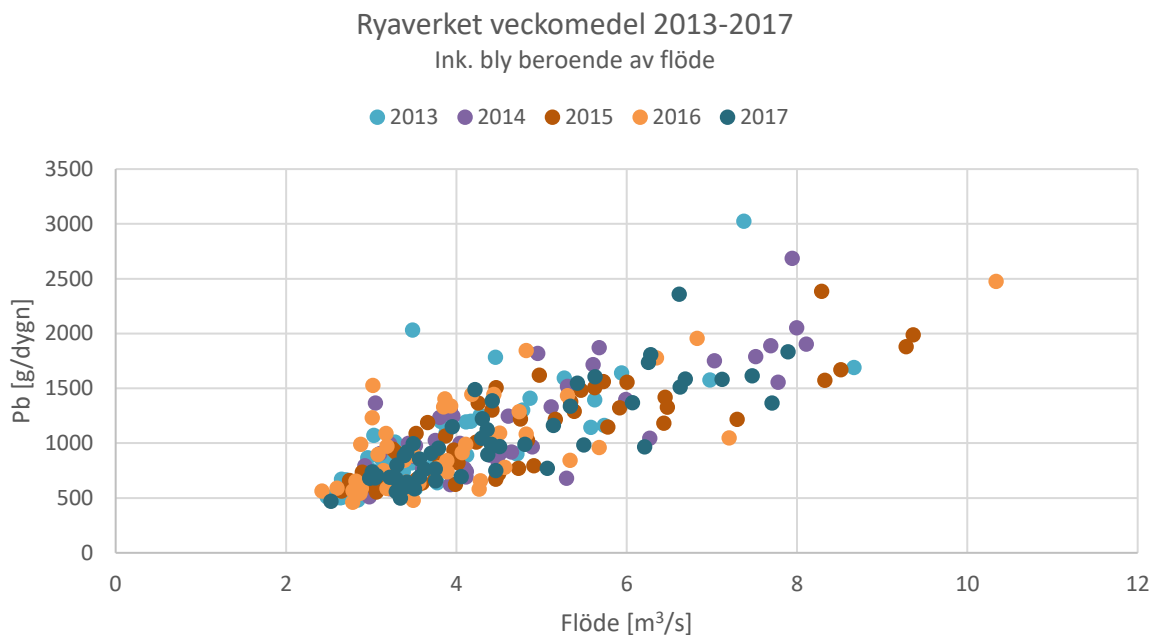
Figur 113. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2016.



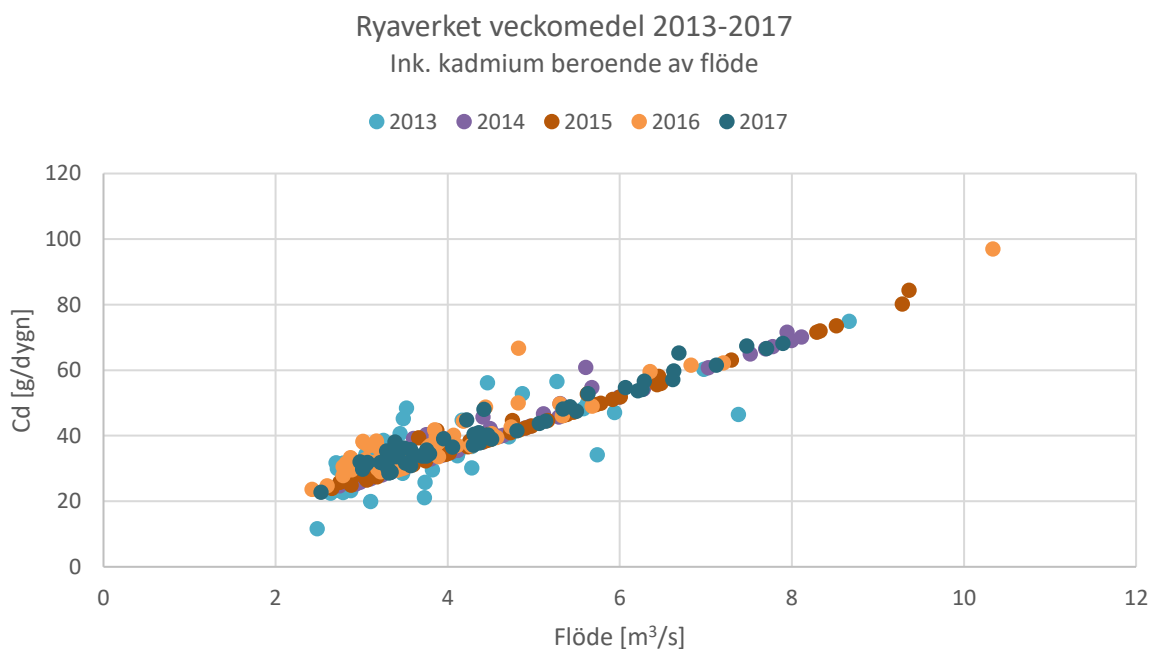
Figur 114. Diagram över inkommande flöde och reningseffektivitet för COD år 2017.

Bilaga 5.

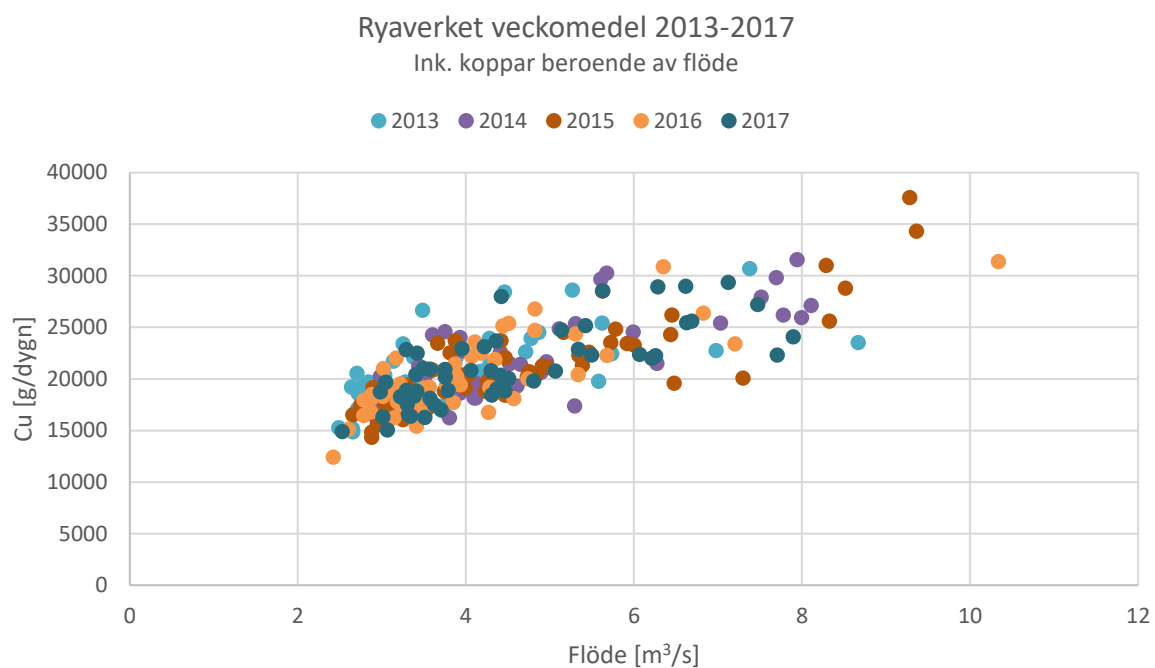
Diagram för inkommande mängd metallmängd beroende av flöde för perioden 2013–2017 baserat på veckomedel, sorterat för respektive år, går att skåda i Figur 115–121. Determinationskoefficienten för varje metall går att avläsa i Tabell 2.



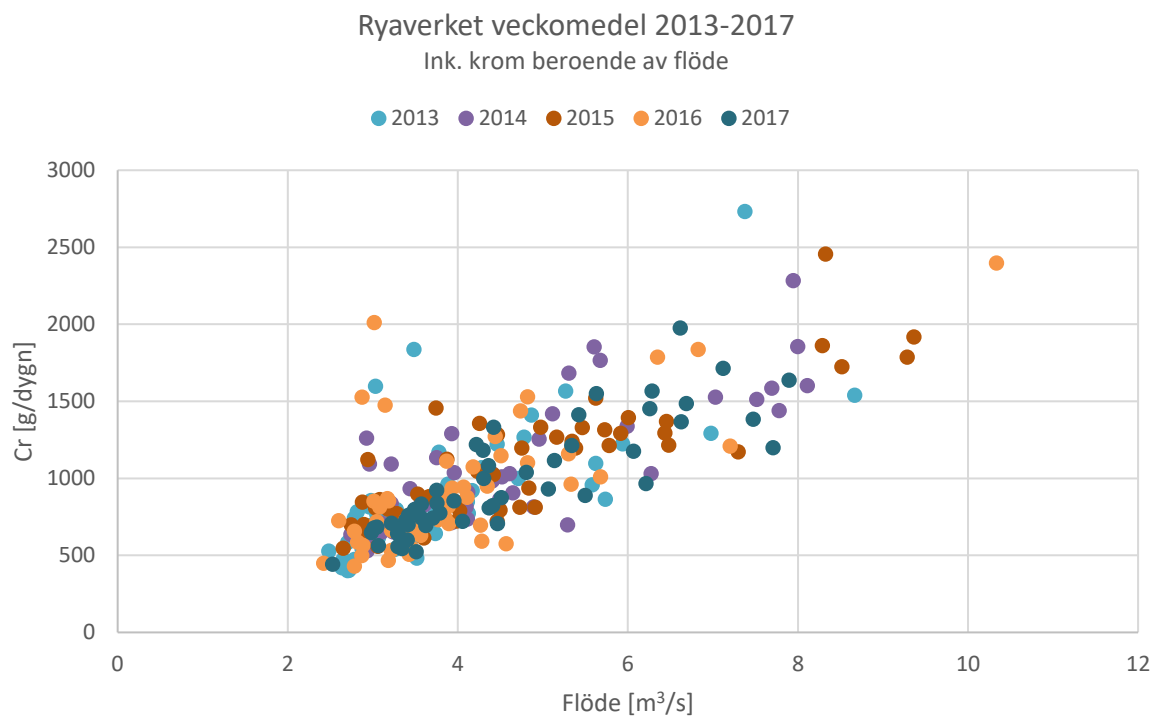
Figur 115. Diagram över inkommande mängd bly beroende av flöde.



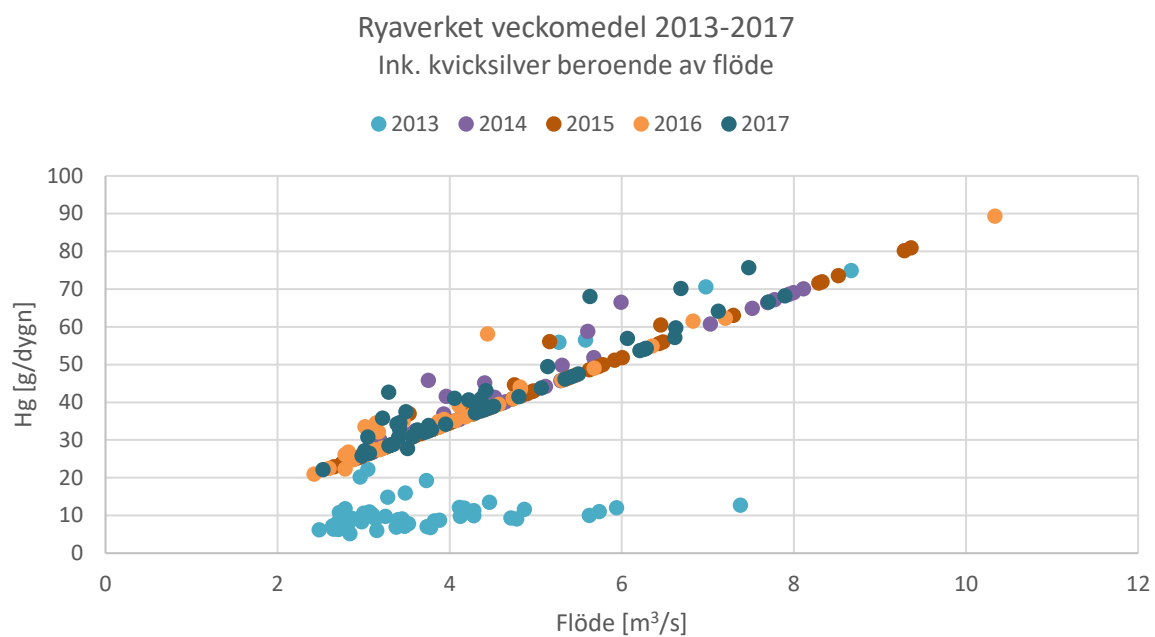
Figur 116. Diagram över inkommande mängd kadmium beroende av flöde.



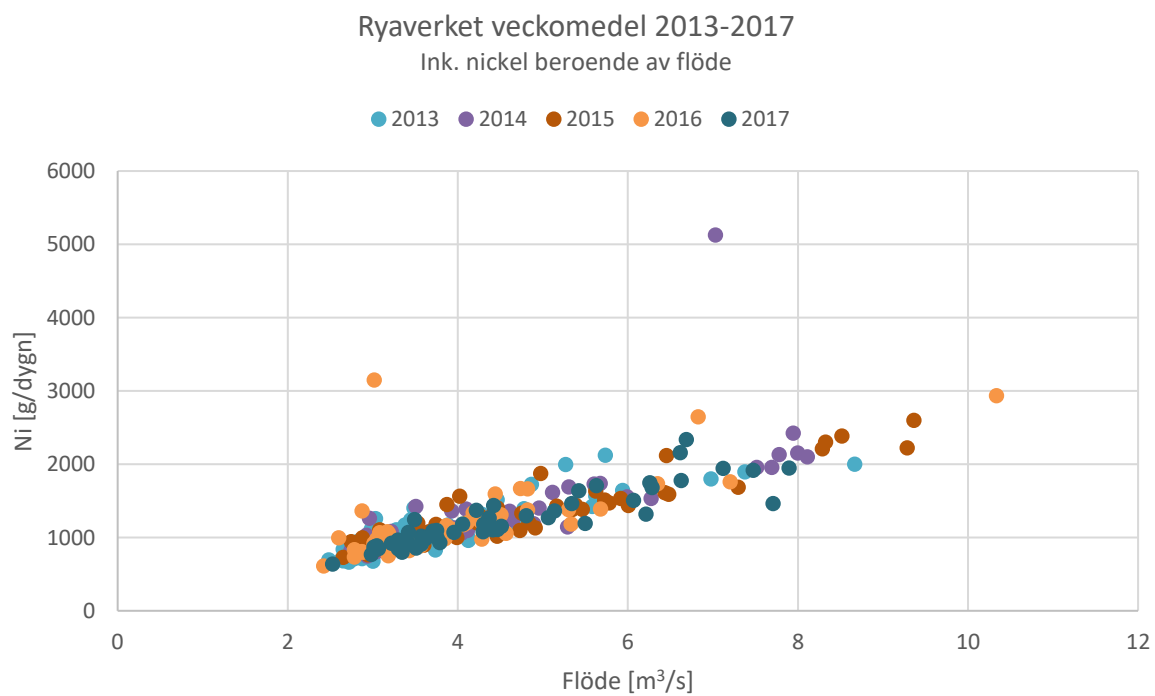
Figur 117. Diagram över inkommande mängd koppar beroende av flöde.



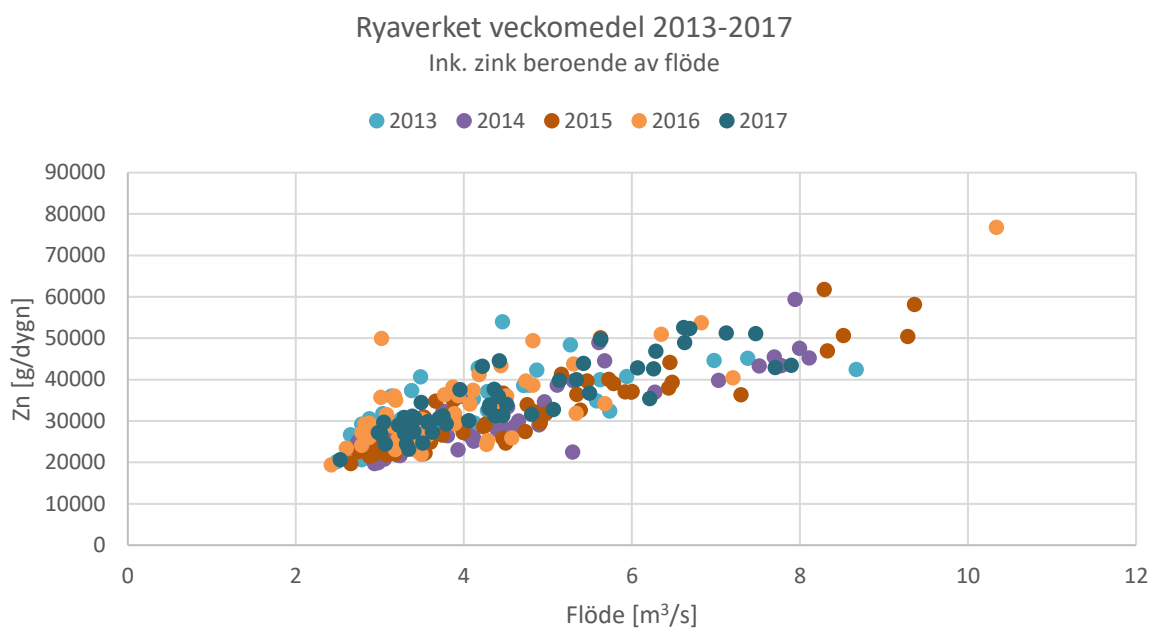
Figur 118. Diagram över inkommande mängd krom beroende av flöde.



Figur 119. Diagram över inkommande mängd kvicksilver beroende av flöde.



Figur 120. Diagram över inkommande mängd nickel beroende av flöde.



Figur 121. Diagram över inkommande mängd zink beroende av flöde.

Tabell 2. Tabell över determinationskoefficienten för inkommande metaller beroende av flödet.

Förorening	R^2
Bly	0,6268
Kadmium	0,8897
Koppar	0,6052
Krom	0,6005
Kvicksilver	0,6692
Nickel	0,6323
Zink	0,6525

Kommentar. Värden hämtade från trendlinjefunktionen i Excel.