

Utredning av fosfortrender i Vegeån

En skattning av fosforläckage till recipient

Rebecka Karlsson



Utredning av fosfortrender i Vegeån
En skattning av fosforläckage till recipient

Rebecka Karlsson

2014

Sammanfattning

Fosfor är ett av de viktigaste näringsämnena och ger upphov till övergödningsproblematik i åar, sjöar och hav. Tidigare undersökningar har visat att trenden för kvävekoncentrationen i Vegeån har varit tydligt minskande men att fosforkoncentration inte visat sig vara vikande. Vegeåns Vattendragsförbund vill undersöka varför samma trend inte syns för fosfor samt kartlägga hur stor den sammanlagda belastningen av fosfor till Vegeån är och samtidigt göra en källfördelning som kvantifierar andelen av olika bidrag. Vegeån mynnar i Skälderviken, som är en del av Östersjön, och dess avrinningsområde består till största del av åkermark men även urbana område samt skog.

De olika källorna till fosfor har utretts i arbetet. Det finns två typer av källor; punktkällor och diffusa källor. Exempel på punktkällor är utsläpp från avloppsreningsverk, industrier och enskilda avlopp. Inom diffusa källor ingår förluster från åkermark; både genom dräneringsrör och från direkt markavrinning. Markavrinning sker från alla ytor inom avrinningsområdet, däribland skog och urbana områden. En viss del av de diffusa förlusterna kan komma från erosion av bankar, bottnar och anlagda våtmarker. Förändrade förhållande i vattendraget såsom temperatur och pH kan även leda till en frigöring av fosfor från sediment.

En analys av de data som fanns att tillgå har utförts och resultatet har bland annat visat att den långsiktiga trenden för fosfortransport i Vegeån är vikande om än minimalt. De ingående källorna har kvantifierats i den mån det varit möjligt. Analysen av bidraget från punktkällor såsom utsläpp från avloppsreningsverk och industrier visade sig vara litet i förhållande till den totala fosfortransporten. Den största delen av fosfortransporten via markavrinning kommer från åkermarken och en viss del från urbana områden. Det fortsatta läckaget av fosfor beror troligtvis på en fortsatt fosformättnad i marken trots att man tillför betydligt mindre fosfor via gödsel än tidigare. Processen för minskning av fosfor i marken är mycket långsam och en ökad erosion leder till en högre fosfortransport.

Nyckelord: Fosfor, Vegeån, Näringstransport, Fosforkällor, Fosforläckage

Handledare: Rolf Larsson, avdelningen för Teknisk Vattenresurslära LTH, Patrik Wallman, SWECO Environment AB

Abstract

Phosphorous is one of the most important nutrients and affects the eutrophication of rivers, lakes and seas. The river association Vegeåns Vattendragsförbund has initiated this thesis to describe the total load of phosphorous and a distribution of the different sources of phosphorous to River Vegeån. The mouth of Vegeån is located in Östersjön and the catchment is dominated by agricultural land with some urban areas and areas of forests.

The different sources of phosphorous has been investigated in the thesis. There are two types of sources; point sources and diffuse sources. Examples of point sources is effluents from wastewater treatment, industries and private sewers. Diffuse sources can be leakage through drainage pipes and runoff from agricultural land. Runoff can also originate from other land uses such as forest and urban areas. Erosion of banks, river bottom and wetlands is also diffuse sources. Changes in temperature and pH may change the phosphorous concentration in the lake.

The analysis shows that the long term trend of the phosphorous concentration is decreasing although at a minimum. The sources has been quantified in the way that it has been possible. The analysis showed that the contribution of phosphorous from effluents from waste water municipal treatment plants and industries is small compared to the overall phosphorous transport. The largest amount of phosphorus from runoff originates in agriculture and a smaller amount from urban areas. The erosion in the area seems to be increasing. The overall conclusion is that the largest contributions of phosphorus to Vegeån is from leakage and runoff from agricultural land together with an increase in erosion.

Key words: Phosphorous, Vege River, Nutrient transport, Phosphorous sources, Leakage

English title: Phosphorous Levels and Trends in Vege River.

Supervisors: Rolf Larsson, department of Water Resources Engineering LTH, Patrik Wallman, SWECO Environment AB

Innehållsförteckning

1.	Inledning.....	1
1.1	Finansiering av examensarbete.....	2
1.2	Syfte.....	3
1.3	Rapportens upplägg	3
1.4	Avgränsningar.....	3
1.5	Metodbeskrivning och data.....	3
2	Vegeåns avrinningsområde	6
2.1	Vegeåns Vattendragsförbund.....	7
2.2	Markanvändning.....	8
2.3	Geologi och topografi.....	9
2.4	Hydrologi	12
2.5	Jämförelse med andra åar	13
3	Fosfor i vatten.....	14
3.1	Fosforkemin.....	14
4	Fosforkällor.....	16
4.1	Utsläpp från avloppsreningsverk och industrier	16
4.2	Fosforförluster från åkermark	18
4.3	Markavrinning	19
4.4	Erosion.....	20
4.5	Anlagda våtmarker	22
4.6	Övriga källor	23
4.7	Klimatpåverkan.....	24
5	Resultat & Diskussion	27
5.1	Vidare analyser	36
5.1.1	pH	36
5.1.2	Erosion.....	36
5.1.3	Markavrinning	38
6	Slutsats	41
7	Referenser	43

1. Inledning

Majoriteten av Skånes åar och kustvatten har idag en övergödningsproblematik som till stor del beror på den stora mängd näringsämnen som transporteras i rinnande vatten. När det finns ett överflöd av näring ökar mängden växtalger. När algerna dör sjunker de till botten där de bryts ner. Vid nedbrytningen förbrukas syre och då en stor mängd alger ska brytas ner kan syrebrist skapas vilket medför att bottenarna dör. (Bergström et al 2008).

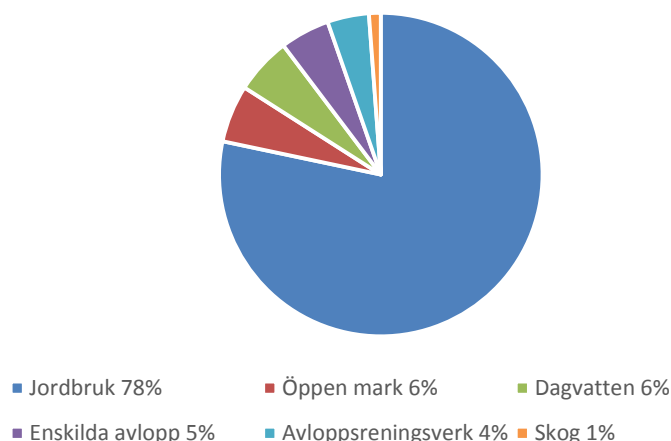
Fosfor är ett av de viktigaste näringsämnena och ger upphov till övergödningsproblematik inte bara i de direkt berörda vattenförekomsterna utan även i de mottagande haven. Fosforfrågan är mycket komplex och kopplar till både meteorologi, hydrologi, markanvändning, markkemi och vattenkemi. Det övergripande målet för svensk miljöpolitik är att vi år 2020 ska lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen i Sverige är lösta. Detta beskrivs genom 16 miljökvalitetsmål. Problemet med den stora fosfortransporten i våra vattendrag berör indirekt flera av miljömålen. Det mål som berör frågan mest direkt är "Ingen övergödning". Övergödningssituationen i Skåne är idag så pass allvarlig att det inte är möjligt att nå målet till år 2020 (Naturvårdsverket 2012).

Vattendragen mynnar så småningom i havet och en av de stora recipienterna för vattendragen i Sverige är Östersjön. Länderna runt Östersjön har en gemensam åtgärdsplan, Baltic Sea Action Plan (BSAP), med målet att få god ekologisk status i berörda havsområden till år 2021. Ett av delmålen är att Östersjön ska vara opåverkad av övergödning genom att minska belastningen av näringsämnen. BSAP är inriktad på de antropogena källorna och handlar i huvudsak om utsläpp från åkermark, kommunala reningsverk, enskilda avlopp och skogsindustrin (Naturvårdsverket 2009).

I det här examensarbetet kommer Vegeån i nordvästra Skåne att studeras. Vegeån mynnar i Skälderviken, som är en del av Östersjön, och dess avrinningsområde består till största del av åkermark men även urbana område samt skog. Fredriksson och Lidemyr (2011) har gjort en sammanställning av data hämtat från SMED (PLC5) som visar att jordbruket¹ står för 78 % av nettobelastningen av fosfor i området, se figur 1.1. SMED står för Svenska Miljö Emissions Data och involverar de fyra organisationerna IVL Svenska Miljöinstitutet AB, SCB (Statistiska Centralbyrån), SLU (Sveriges lantbruksuniversitet) och SMHI (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut). SMED:s programområde vatten har ansvarat för den fördjupade uppföljningen av miljömålet "Ingen Övergödning" genom att ta fram konsistenta tidsserier av kväve- och fosforbelastningen på vatten och hav för åren 1995, 2000, 2005 och 2009. PLC5 står för Pollution Load Compilation 5 och är en rapport från SMED som visar beräknad belastning av kväve och fosfor från olika källor till Västerhavet och Östersjön för år 2006.

¹ Benämningen jordbruk är en term som SMED använder men som inte kommer användas i arbetet utan benämns istället åkermark, se närmare förklaring i kapitel 4.2.

Nettobelastning Fosfor



Figur 1.1. Fördelning av belastningen från olika fosforkällor inom Vegeåns avrinningsområde enligt uppskattning från SMED 2005. Jordbruket står för det överlägset största bidraget (Fredriksson & Lidemyr 2011)

Problem med näringsläckage är ofta stort i vattendrag som rinner genom jordbruksområden. För att minska mängden näringsämne i dessa åar utförs restaureringsåtgärder, jordbruken förbättras och utsläpp från reningsverk och industrier har krav på mängden näring som får släppas ut. Trots åtgärder visar analyser av data att koncentrationen och transporten av fosfor i Vegeån varit svagt ökande de senaste 20 åren till skillnad från trenden för kvävekoncentrationen som varit tydligt minskande.

Vegeåns Vattendragsförbund har initierat arbetet som syftar till att undersöka varför samma vikande trend inte syns för fosfor samt göra en djupare analys av de data som beskriver fosfornivåerna i ån för att kartlägga riskområden och anledningar till fosforläckage i avrinningsområdet. Dessa resultat kommer att analyseras för att se om de stämmer överens med uppskattningen från SMED. Resultaten kommer att utgöra en grund för ytterligare diskussion och användas för en presentation av möjliga åtgärder för att minska fosforläckaget.

1.1 Finansiering av examensarbete

Föreliggande examensarbete har initierats av Vegeåns Vattendragsförbund och samfinansierats av Vegeåns Vattendragsförbund och Region Skåne som beviljat medel via Region Skånes Miljövårdsfond 2014 (50 % vardera).



1.2 Syfte

Syftet är att ta reda på varför koncentrationen och transporten av fosfor i Vegeån inte är vikande, såsom till exempel kvävekoncentrationen, utan tycks opåverkad eller till och med svagt ökande. Genom statistisk och kvalitativ analys av befintlig data och dess kopplingar till klimat- och samhällsförändringar ska olika fosforkällors betydelse för vattenkvaliteten i Vegeån uppskattas samt hur dessa har påverkats av ovan nämnda förändring under de senaste decennierna. Vegeåns Vattendragsförbund vill kartlägga hur stor den sammanlagda belastningen av fosfor till Vegeån är och samtidigt göra en källfördelning som kvantifierar andelen av olika bidrag.

1.3 Rapportens upplägg

Kapitel 1 ger en introduktion till arbetet tillsammans med syfte och metodik.

Kapitel 2 innehåller en omfattande beskrivning av Vegeåns avrinningsområde och kan läsas extensivt. Kapitel 2 är skrivet utifrån två andra examensarbeten om Vegeån, på uppdrag av Vegeåns Vattendragsförbund, och som tidigare har handletts av SWECO; "Vegeån 2007 - En preliminär statusklassning enligt EU:s ramdirektiv för vatten samt en identifiering av möjliga områden för reduktion av kväve och fosfor" av Lisa Förllin 2007 och "Metod för lokalisering och prioritering av våtmarker för kväve- och fosforretention" skrivet av Caroline Fredriksson och Gustav Lidemyr 2011.

Kapitel 3 ger allmän information om fosfor, dess kretslopp och dess kemi i vatten och mark och är tänkt att fungera som ett underlag för att förstå resultatet och diskussionen.

Kapitel 4 presenterar olika möjliga källor till fosfor i Vegeåns avrinningsområde samt presenterar möjliga åtgärder för att minska fosfortransporten från de respektive källorna.

Kapitel 5 innehåller resultat från en utredande dataanalys tillsammans med kortare diskussioner till aktuellt resultat.

I kapitel 6 förs en mer övergripande diskussion, en slutsats dras utifrån dataanalysen och frågorna i syftet besvaras.

1.4 Avgränsningar

Vegeåns avrinningsområde fungerar som en naturlig begränsning för arbetet eftersom det i huvudsak är aktiviteter inom avrinningsområdet som påverkar vattenkvaliteten. Fokus har legat på utredning av trender av fosfor och andra näringsämnen har inte inkluderats i arbetet. Analyser har utförts med data som varit tillgänglig via databaser och inga egna mätningar har utförts. Förslag på ytterligare åtgärder som inte ryms inom ramen för detta examensarbete presenteras.

1.5 Metodbeskrivning och data

Information om avrinningsområdet, hur fosfor reagerar i vatten och information om de olika fosforkällorna har hämtats från vetenskapliga artiklar och från olika myndigheters och organisationers hemsidor.

Provtagning och analys

En större del av datan; pH, fosforhalt, syrgashalt och slamhalt, är hämtade från SRK Data. SRK Data är en databas för data som samlats in inom den samordnade recipientkontrollen och sammanställs av institutionen för vatten och miljö vid SLU. För Vegeån är det Vegeåns Vattendragsförbund som är huvudman för undersökningarna i recipientkontrollen och resultaten sammanställs varje år i en årsrapport (SLU 2012).

Inom recipientkontrollen finns två intensivstationer; punkt 9A som är belägen vid Vegeåns mynning och punkt 19 som är belägen i Hasslarpsån innan den når huvudfåran. Vid dessa stationer utförs vattenprovtagning en gång i veckan. Syrgashalten och pH mäts ute i fält medan fosforhalten analyseras via stickprov som tas in och sparas i frys. Dessa prov blandas sedan till flödesproportionella månadsprov med utgångspunkt från vattenföringen vid Åbromölla som mäts av SMHI. Mätningar i fält och analyser har utförts under åren av Alcontrol AB och Ekologgruppen. Det finns 6 övriga stationer som även ingår i Vegeåns recipientkontroll där provtagning och analys sker en gång varannan månad. Dessa mätvärden har använts sparsamt i analysen på grund av det glesa intervallet av provtagningar. Värde för slamhalten har hämtats från dessa provpunkter då denna parameter inte mäts vid intensivstationerna. Slamhalten återspeglar vattnets grumlighet och mäts genom filtrering av vattnet genom ett filter med standardiserade egenskaper (Alcontrol Laboratories 2012).

Meteorologiska data

Data för nederbörd och temperatur är hämtade från SMHIs öppna data (SMHI 2014). Data för temperaturen är hämtade som dygnsvärden och tagna från stationen "Helsingborg" för åren 1961-1995 och stationen "Helsingborg A" för åren 1995-2013 som sedan klippts ihop till en serie. Data för nederbörden är även den hämtad som dygnsvärden och ihopklippt för två serier. För perioden 1961-1968 är data hämtat från stationen "Rögle" och stationen "Mariedal" står för data för åren 1968-2013. SMHI samlar in data från olika mätstationer runt om i landet och lagrar i en databas. Alla insamlade meteorologiska observationer kvalitetsgranskas i efterhand och benämns som godkända eller troligen godkända. Värden som inte anses vara godkända finns inte tillgängliga för nedladdning (SMHI 2013c).

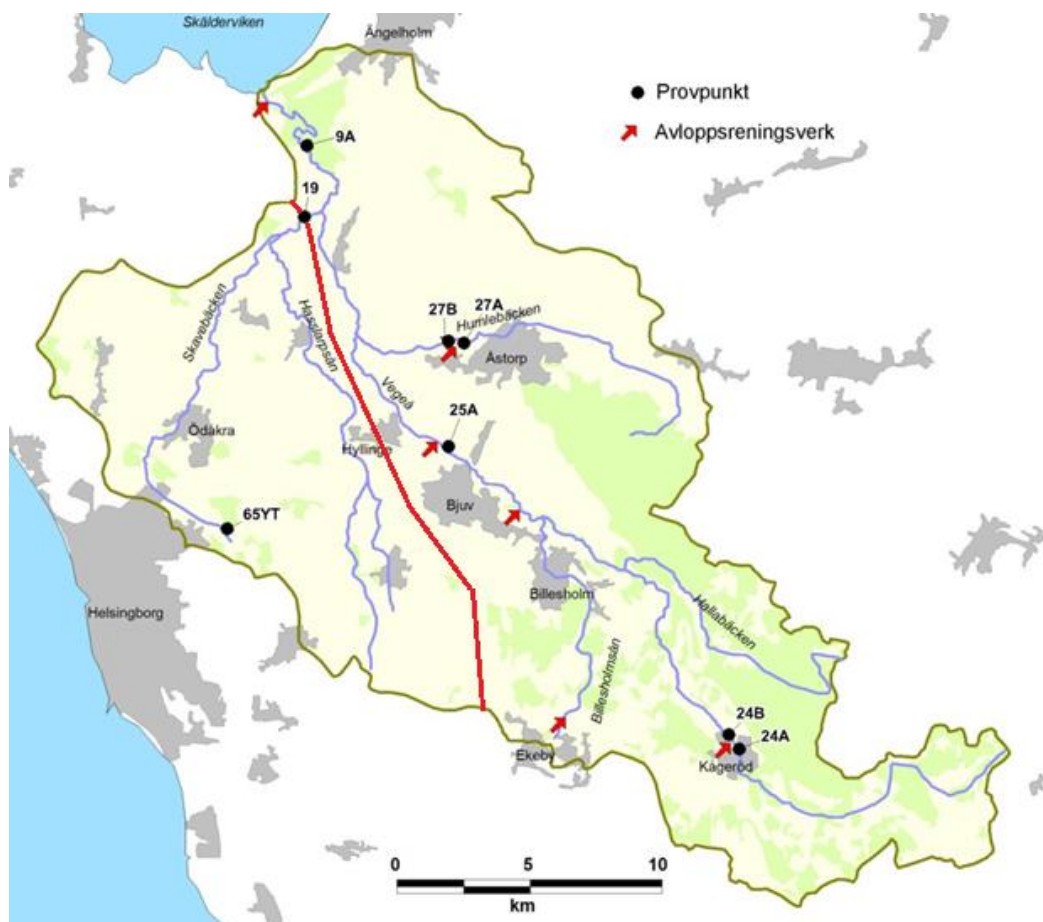
Vattenföring

Flödesstatistik för avrinningsområdet är hämtad från SMHIs hydrologiska modell S-HYPE. Det är flödet vid de punkt 9A (Mynningen) och 19 (Hasslarpsån) som använts i analysen. Tre olika typer av flödesstatistik presenteras i VattenWebb och baseras på modellberäknade dygnsvärden. I analysen har den stationskorrigerade vattenföringen använts. Statistikberäkningarna utförs på en så stor mängd punkter att manuell granskning av varje enskild punkt är omöjlig, och därför kan lokal information om exempelvis överledningar vara bristfällig och leda till felberäkningar. Underlaget ska därför betraktas som vägledande för samhällets allmänna behov (SMHI 2013d).

Övriga data är hämtad från SMHIs modell S-HYPE och från Statiska Centralbyrån. Data har sedan använts i Excel för att få fram trender för fosfortransport, variationer av fosforkoncentrationer över året, flöde mm, se kapitel 5.

Delavrinningsområden

I dataanalysen har huvudavrinningsområde delats upp i två delavrinningsområden och delas av där Hasslarpsån ansluter till huvudfåran, se figur 1.2 för principiell indelning. Det västra delavrinningsområdet benämns härnäst "Hasslarpsån" och det östra benämns "huvudfåran". Delavrinningsområdet "Hasslarpsån" består till stor del av åkermark, och en viss andel urbana ytor, bland annat nordöstra delarna av Helsingborg där olika industriområden breder ut sig. "Huvudfåran" består även det av åkermark men med en större andel skog och urbana områden. Det är även i denna del av ån som avloppsreningsverken och industrierna har sina utsläpp.

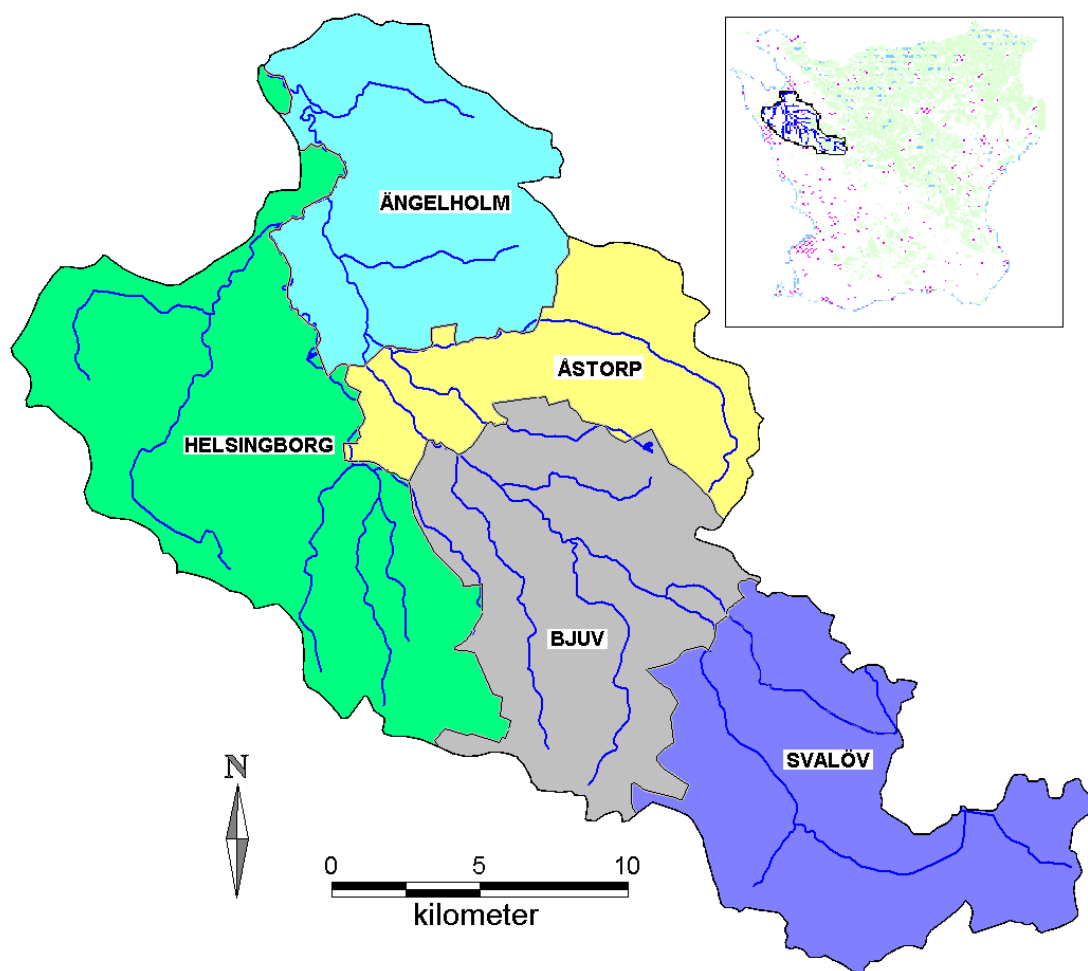


Figur 1.2. Den röda linjen visar den principiella uppdelningen av huvudavrinningsområdet i de två delavrinningsområdena, "Hasslarpsån" (västra delen) och "huvudfåran" (östra delen). Observera att detta är en principiell uppdelning för förståelse, den verkliga uppdelningen av delavrinningsområdena kan se annorlunda ut (Original från Fredriksson och Lidemyr 2011).

En utförligare metodbeskrivning för respektive resultat är presenterad i anslutning till resultatet.

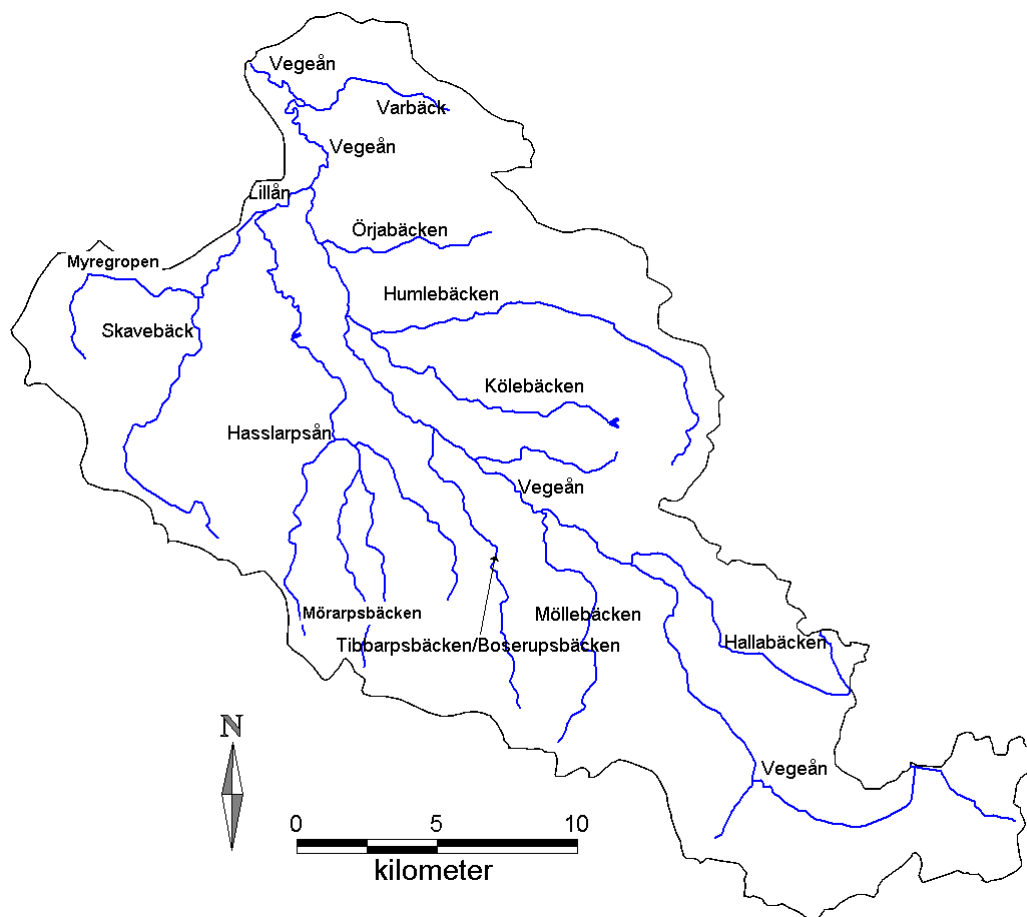
2 Vegeåns avrinningsområde

Vegeån är belägen i nordvästra Skåne med sin källa i Söderåsen och mynning i Skälderviken strax söder om Ängelholm. Avrinningsområdet har en area på 488 km² med en befolkning på 43 000 personer varav 83 % är bosatta i tätort och resterande utanför tätort. Fem kommuner ligger inom Vegeåns avrinningsområde; Svalövs, Bjuvs, Åstorps, Helsingborgs och Ängelholms kommuner, se figur 2.1 (Fredriksson & Lidemyr, 2011).



Figur 2.1. Kommuner inom Vegeåns avrinningsområde. (Copyright Lantmäteriverket, ärende M2006/1022)

Största delen av avrinningsområdet består av åkermark. 65 % av ytan är åkermark och bidrar med 86 respektive 78 % av Vegeåns kväve- och fosfortransport till Skälderviken enligt en sammanställning Fredriksson & Lidemyr utförd från SMED. Ån är starkt påverkad av den höga näringsbelastningen. Vegeån har flera biflöden varav Humlebäcken och Lillån är de som är störst och har störst påverkan på vattenkvaliteten i huvudfåran, se figur 2.2 (Fredriksson & Lidemyr, 2011).



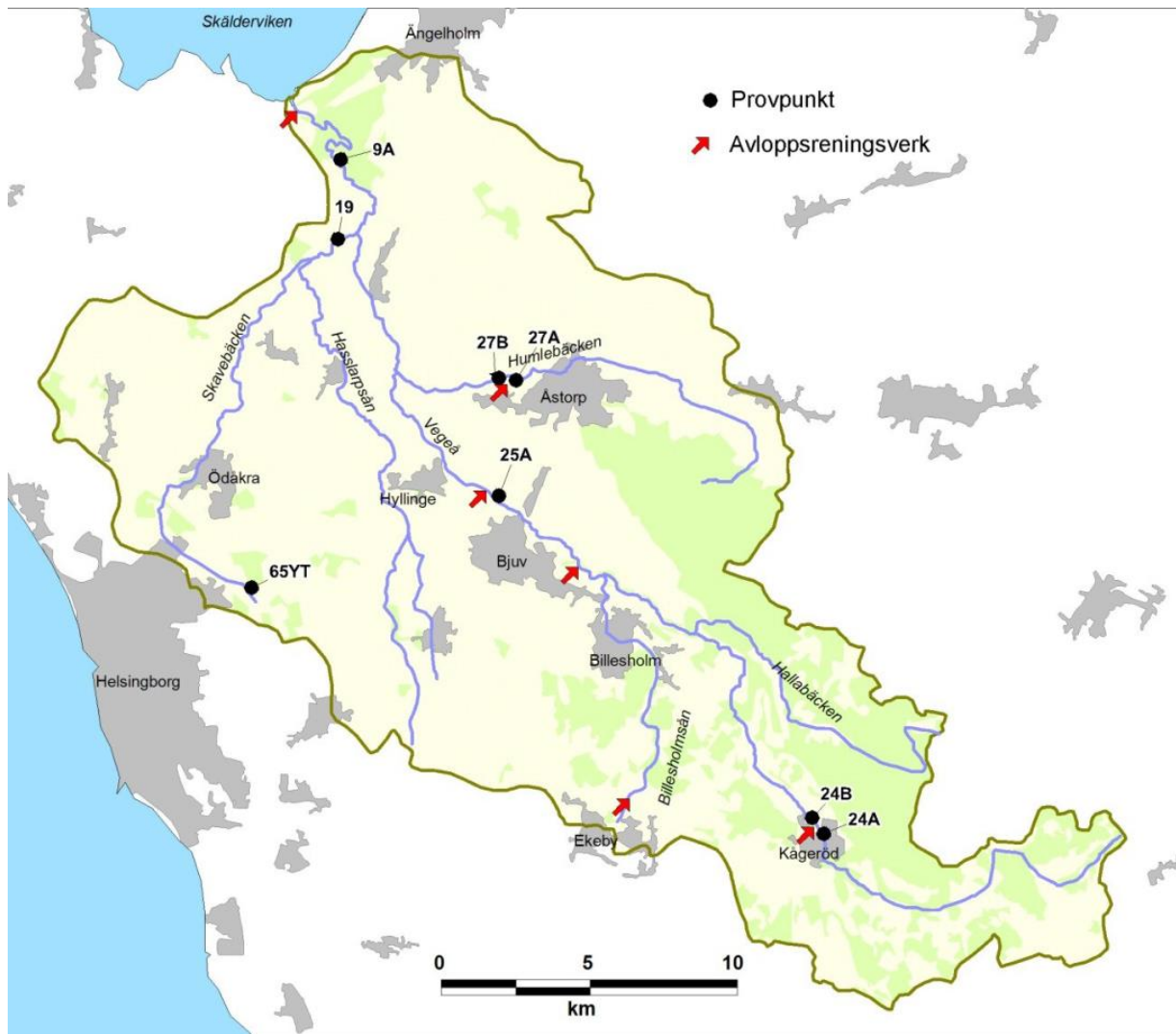
Figur 2.2. Vegeåns sträckning och biflöden. Det förekommer en mängd olika namn på Vegeåns biflöden och figuren ger endast en översiktlig bild. (Copyright Lantmäteriverket, ärende M2006/1022)

Skälderviken är starkt påverkad av de näringsämnestransporter från land som tillförs via Vegeån och Rönne å. Området utanför Vegeåns mynning är Natura 2000-område och även naturreservat (Länsstyrelsen 2008). Rönne å har ett genomsnittligt flöde på 23.6 m³/s jämfört med Vegeån som har ett flöde på 5.1 m³/s. Transporterna av kväve och fosfor är även de betydligt större från Rönne å. Vegeån bidrar med 29 respektive 25 % av det totala kväve- och fosfortransporterna till Skälderviken (Förlin, 2007).

2.1 Vegeåns Vattendragsförbund

Vegeåns Vattendragsförbund bildades 1968 och har för närvarande 51 medlemmar, varav fem är kommuner, sex är industrier, en är en miljöorganisation och 39 är dikningsföretag. Sedan 2003 bedrivs all verksamhet via Vegeåns Service AB som ägs av vattendragsförbundet. Deras målsättning är att övervaka underhåll och utnyttjande av vattendragets resurser, att agera rådgivande i nyttjande-, underhålls- och kontrollfrågor samt initiera planerings- och åtgärdsinsatser för vattendraget och i vissa fall administrera dessa åtgärder (Vegeåns Vattendragsförbund 2014).

På uppdrag av Vegeåns Vattendragsförbund utförs recipientkontroll, bottenfaunaundersökningar och elfiske. I detta arbete kommer endast data från recipientkontrollerna att användas. Provpunkter som använts har varierat över åren och totalt har över 40 provpunkter använts någon gång under perioden 1971-2013. Från år 2007 och framåt har antalet provtagningspunkter minskat till åtta stycken, se figur 2.3.



Figur 2.3. Provtagningspunkter ingående i vattenkontrollprogrammet. (Ekologgruppen, 2013)

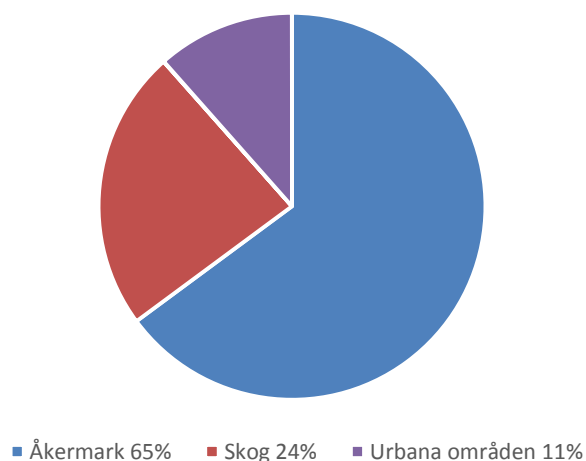
Vattenkontrollprogrammet innefattar numera punkterna 9A och 19 som är intensivstationer där provtagning sker en gång per vecka, punkterna ovan och nedan Kågeröds och Åstorps avloppsreningsverk (24A, 24B, 27A och 27B), provpunkt 25A ovan Bjuvs avloppsreningsverk och provpunkt 65YT nedströms Rökilledepoin (Förlin, 2007). Avloppsreningsverken och industrierna i området tar själva prover på ett antal parametrar men rapporterar inte till vattenkontrollprogrammet, data är dock sammanställda och går att hitta i recipientkontrollrapporterna. För mer information om de enskilda rapporterna, besök Vegeåns Vattendragsförbunds hemsida².

2.2 Markanvändning

Vegeåns avrinningsområde består till största del av åkermark, se figur 2.4. Åkermarken utgör 65 % av ytan, skogsmark utgör 24 % och urbana områden utgör 11 %. Mindre än 1 % av ytan är vatten av något slag men syns inte i figuren (SMHI VattenWebb 2014).

² <http://www.vattenorganisationer.se/vege/>

Markanvändning i Vegeån

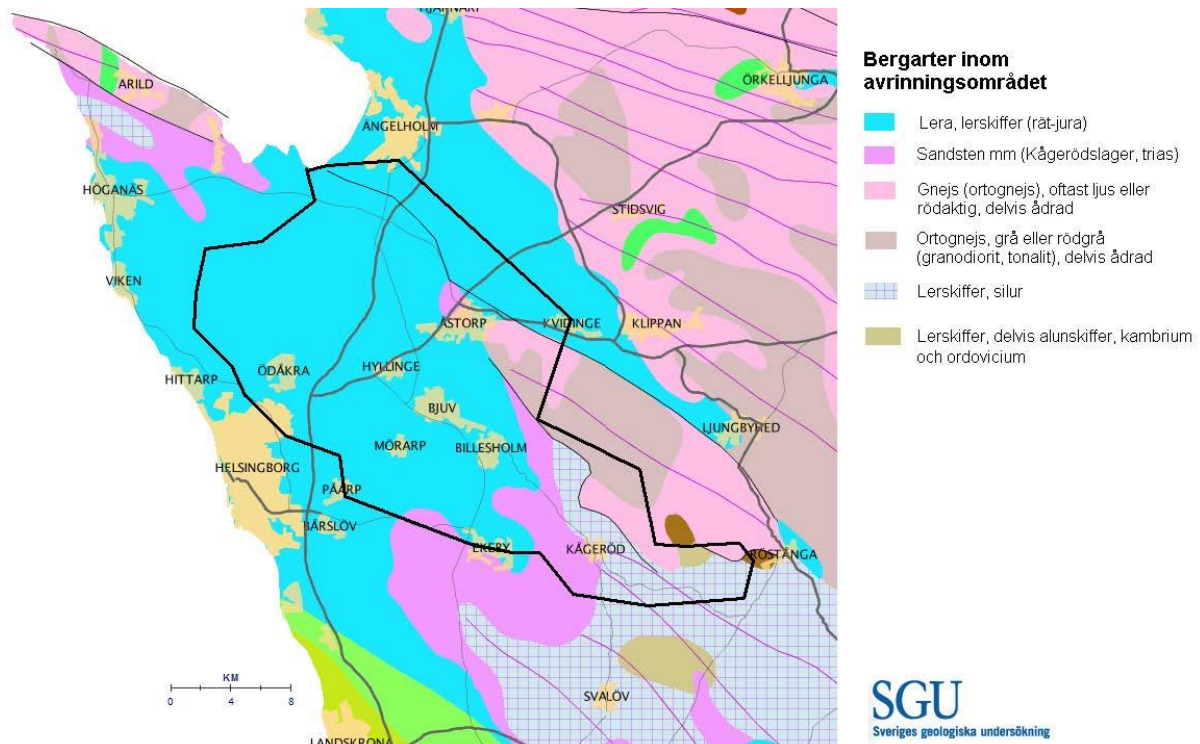


Figur 2.4. Den dominerande markanvändningen i Vegeåns avrinningsområde. Åkermarken dominerar i området och står för 65 % av den totala ytan, 24 % är skog och resterande är urbana områden.

Områden med skog återfinns i de övre delarna av avrinningsområdet och uppströms nära mynningen. Inom urbana områden ingår tätorter, industrier och olika slags vägar. Enligt Lars-Göran Persson, ordförande i Vegeåns Vattendragsförbund, har andelen hårdgjorda ytor i avrinningsområdet troligtvis ökat något sedan 1992 då andelen var 7 %. Andelen som är vattenyta i Vegeåns avrinningsområde är ovanligt låg för svenska förhållanden om man jämför med den totala genomsnittliga siffran för Sverige på 14 %. I närliggande Rönne ås avrinningsområde uppgår andelen vattenyta till 3.3 %. Den låga andelen vattenyta återspeglas på näringsretentionen i området som är mycket låg (Fredriksson & Lidemyr, 2011).

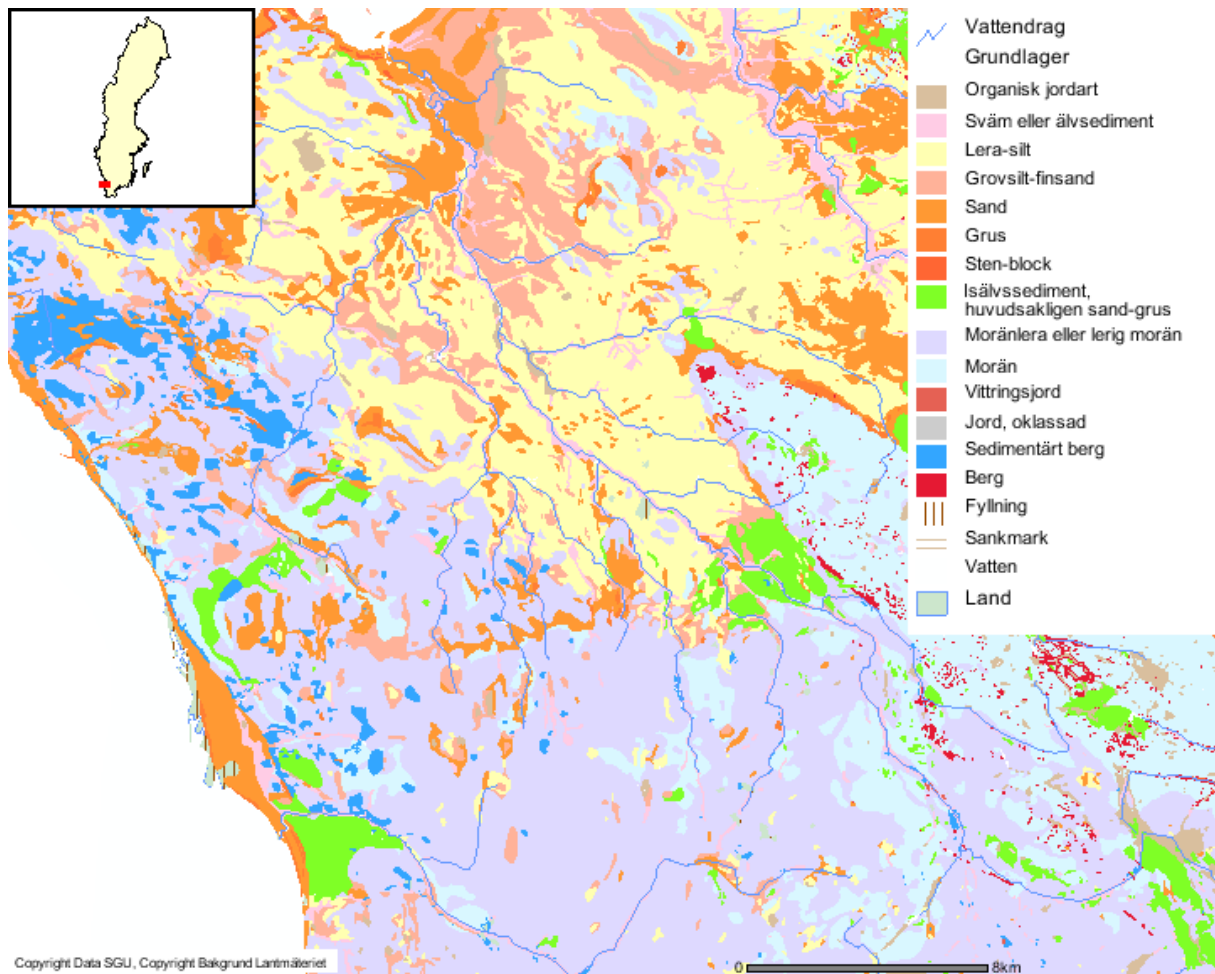
2.3 Geologi och topografi

Fosforkoncentrationen och transporten av fosfor påverkas till viss del av området geologi och med den markens hydrauliska egenskaper. Berggrunder och jordarterna i Vegeåns avrinningsområde kommer därför att presenteras i detta stycke. Berggrunden i Vegeåns avrinningsområde domineras av sedimentära bergarter. I större delen av avrinningsområdet utgörs berggrunden av lera och lerskiffer. I östra delarna finns även stråk av sandsten och urberg i form av olika typer av gnejs. För en generell bild över bergarterna i Vegeåns avrinningsområde, se figur 2.5 (Fredriksson & Lidemyr, 2011).



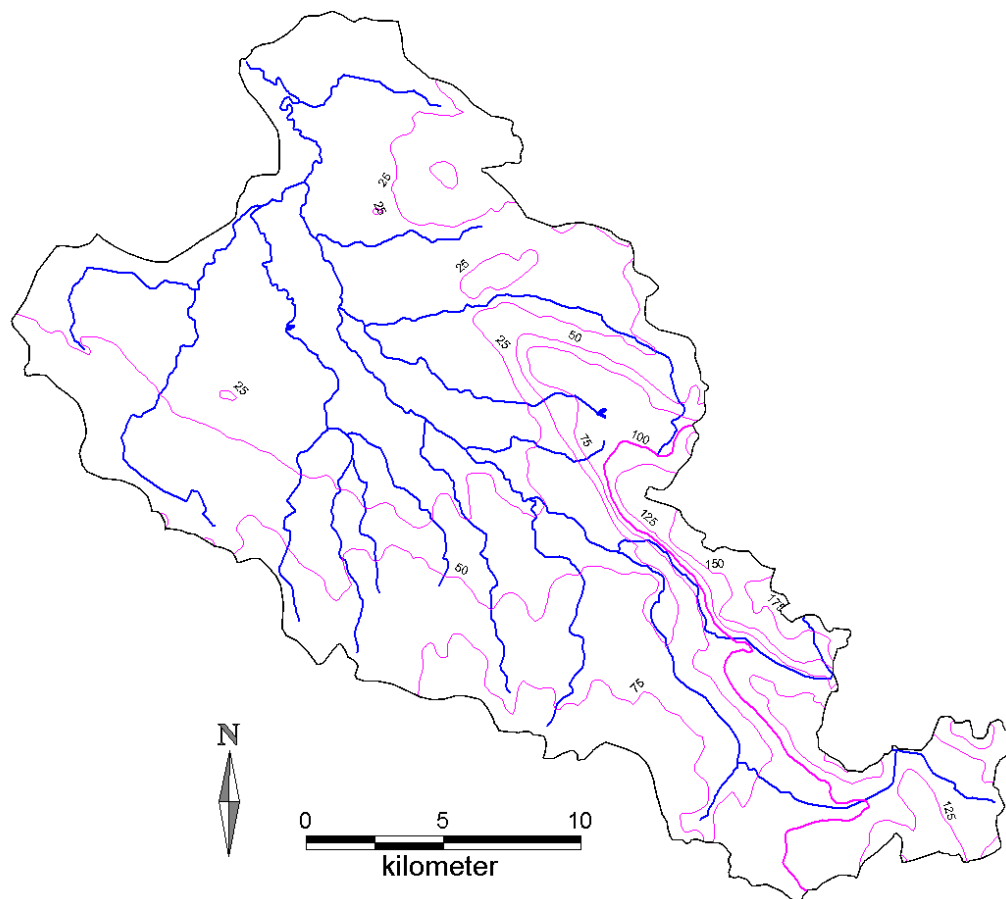
Figur 2.5. Berggrund för Vegeåns avrinningsområde som är markerat med en svart linje. Kartan är hämtad från SGUs kartvisare (Sveriges geologiska undersökning (SGU) 2010a), berggrund 1:1 M och modifierad. Berggrunden i avrinningsområdet består till största del av lera och lerskiffer. (Copyright Lantmäterverket, ärende M2006/1022)

Figur 2.6 visar jordarterna för ett område i nordvästra Skåne. Vegeåns avrinningsområde är inte utsatt på kartan men åns sträckning syns tydligt. Vegeåns avrinningsområde består till största del av styv lera (lerhalt > 40 %), moränmellanlera (lerhalt 25-40 %) och lerig morän som har en lerhalt mellan 5 och 15 %. I den nedre delen av avrinningsområdet omgärdas ån av sediment i storleken sand och lerig sand. Högre upp i avrinningsområdet finns även områden med morän och isälvssediment i form av sand och grus. Längs å fåran finns svamsediment i form av lera eller sand. På kartan syns även det som benämns Ängelholmsslätten i form av de sammanhängande ler och sandjordarna (gul och orangemarkerade) i norr på kartan. Även Helsingborgsslätten syns i det moränleradominerande (lila) området i söder (Fredriksson & Lidemyr, 2011).



Figur 2.6. Jordartskarta för nordvästra Skåne, modifierad (SGU 2010b). Avrinningsområdet består till största delen av lera och lerig morän. (Copyright Lantmäteriverket, ärende M2006/1022)

Vegeåns avrinningsområde är mycket varierande vad gäller topografin med stora höjdskillnader vid Söderåsen till ett slättlandskap med mycket små höjdskillnader nedströms. Topografin med nivåkurvor med 25 meter intervall kan ses i figur 2.7. Även fast höjdschildringen är grov framgår det tydligt att lutningen är betydligt större uppströms, särskilt vid Söderåsen. Detta är en typisk höjdprofil för ett avrinningsområde och där de bördiga lerorna på Ängelholmsslätten har bildats då lerpartiklar långsamt fått sedimentera under istiden. Översvämningar är ett stort problem i de mer låglänta delarna av avrinningsområdet (Fredriksson & Lidemyr, 2011).

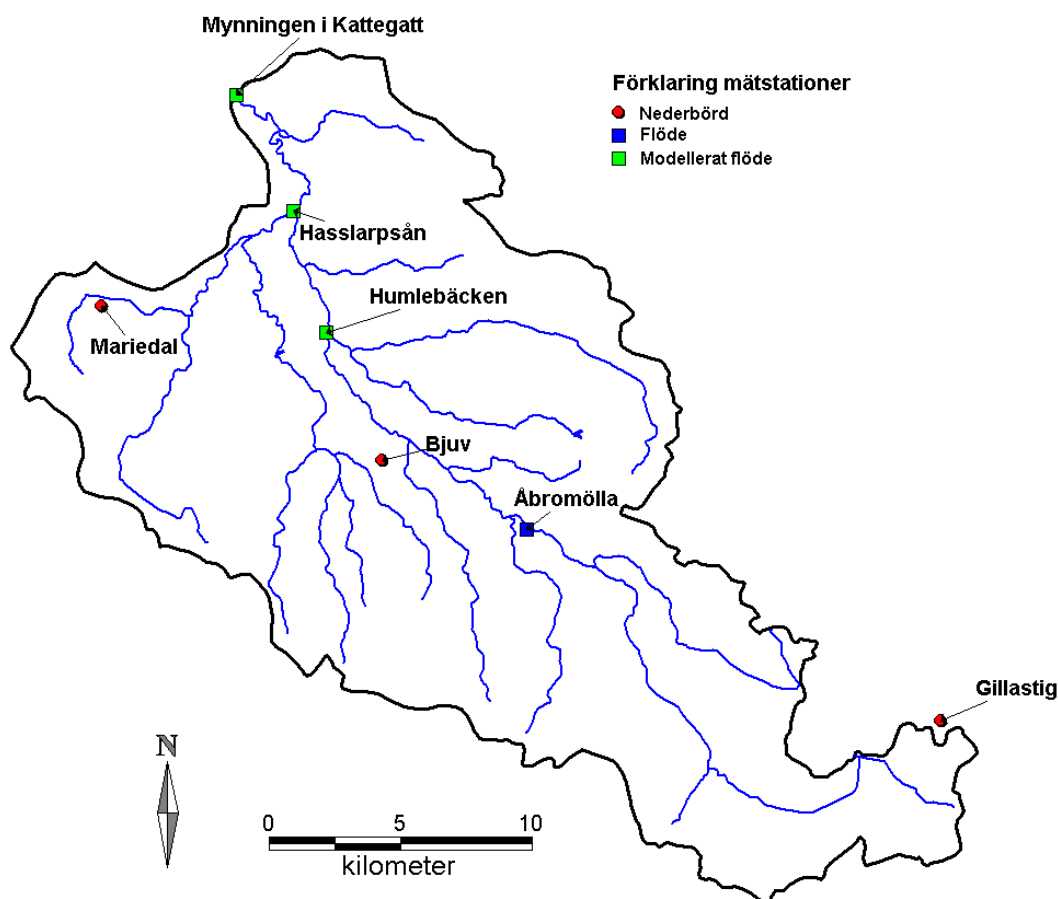


Figur 2.7. Höjdkurvor i Vegeåns avrinningsområde med 25 meters intervall. De största höjdskillnaderna återfinns i de östliga delarna av avrinningsområdet. Söderåsen framträder tydligt i öster med täta höjdkurvor. I de sydvästliga delarna av området är marklutningen mycket liten. (Copyright Lantmäteriverket, ärende M2006/1022)

2.4 Hydrologi

Flödet i Vegeån har till största del sitt ursprung i markavrinning. Avrinning beror på nederbörd, evapotranspiration och förändring i vattenmagasin. Förändring i vattenmagasin kan försummas om en längre tidsperiod avses och avrinning kan då enkelt uttryckas som skillnaden mellan nederbörd och avdunstning. Avdunstning beror främst på temperaturen men påverkas även av markanvändningen. I södra Sverige är avrinningen som högst under vintermånaderna eftersom hög nederbörd och låg avdunstning sammanfaller. Avrinningen samlas upp i vattendragen och transporteras ut till havet. Om ett avrinningsområde är rikt på sjöar och våtmarker kan dessa ha en flödesutjämnande effekt. I Skåne, och även i Vegeåns avrinningsområde, har många våtmarker blivit utdikade och åfåror har rätats ut. Detta har skett för att möjliggöra utnyttjandet av markerna för livsmedelsproduktion och har lett till att det hydrologiska systemets flödesutjämnande egenskaper har minskat och gör att lågflöden blir lägre, högflöden blir högre och översvämningsrisken ökar nedströms eftersom det inte finns någon fördröjning i systemet. De höga flödena ger ökad erosion vilket leder till ökad sediment- och föroreningstransport. Uppehållstiden för vattnet i systemet blir kortare och gör att biologiska och fysikaliska processer får kortare tid att verka. Detta kan leda till att den partikulära fosfor inte har tid att sedimentera (Fredriksson & Lidemyr, 2011).

SMHI har en flödesmätningstation och tre nederbördsstationer belägna i den västra, mittersta och östra delen avrinningsområdet, se figur 2.8.



Figur 2.8. SMHIs mätstationer för flöde och nederbörd i Vegeåns avrinningsområde. (Copyright Lantmäteriverket, ärende M2006/1022)

Vid mätstationen Mariedal som ligger nära kusten är årsmedelnederbörden 600 mm för perioden 1961-1990. Vid den mittersta stationen, Bjuv, är årsmedelnederbörden 724 mm och vid den östra, Gillastig, 823 mm för samma period. Medelvärde för årsavdunstningen 1961-1990 är 400-500 mm (Fredriksson & Lidemyr, 2011).

2.5 Jämförelse med andra år

I rapporten "Transporten av fosfor och kväve från skånska vattendrag – tillstånd och trender till och med 2008" (Länsstyrelsen 2010) jämförs fosfortransporten från olika huvudavrinningsområden i Skåne. Vegeån placerar sig på plats 22 av 28 avseende andelen åkermark i avrinningsområdet. Utifrån skånska förhållanden har Vegeån alltså en procentuell liten andel åkermark. Trots detta ligger Vegeån på plats 6 av 28 avseende arealspecifik förlust av totalfosfor 2006-2008. I medeltransporten av fosfor i Vegeån 1995-2008 hamnar Vegeån på plats 4 av 28 med endast de tre stora avrinningsområdena Helge å, Rönne å och Kävlingeån på platser högre. För de flesta vattendragen som ingick i undersökningen syns en nedåtgående långtidstrend för den flödesviktade halten av fosfor. I ett kortare tidsperspektiv är den minskande trenden inte lika tydlig och är till och med ökande för en del vattendrag. För det längre och kortare tidsperspektivet är Vegeåns flödesviktade fosforhalter "tydligt nedåtgående" respektive "oförändrad". Vegeån utmärker sig inte om man ser till fosfortrenden jämfört med andra år, det som skiljer är att Vegeån har en förhållandevis stor fosfortransport trots en mindre andel åkermark än de jämförda åarna.

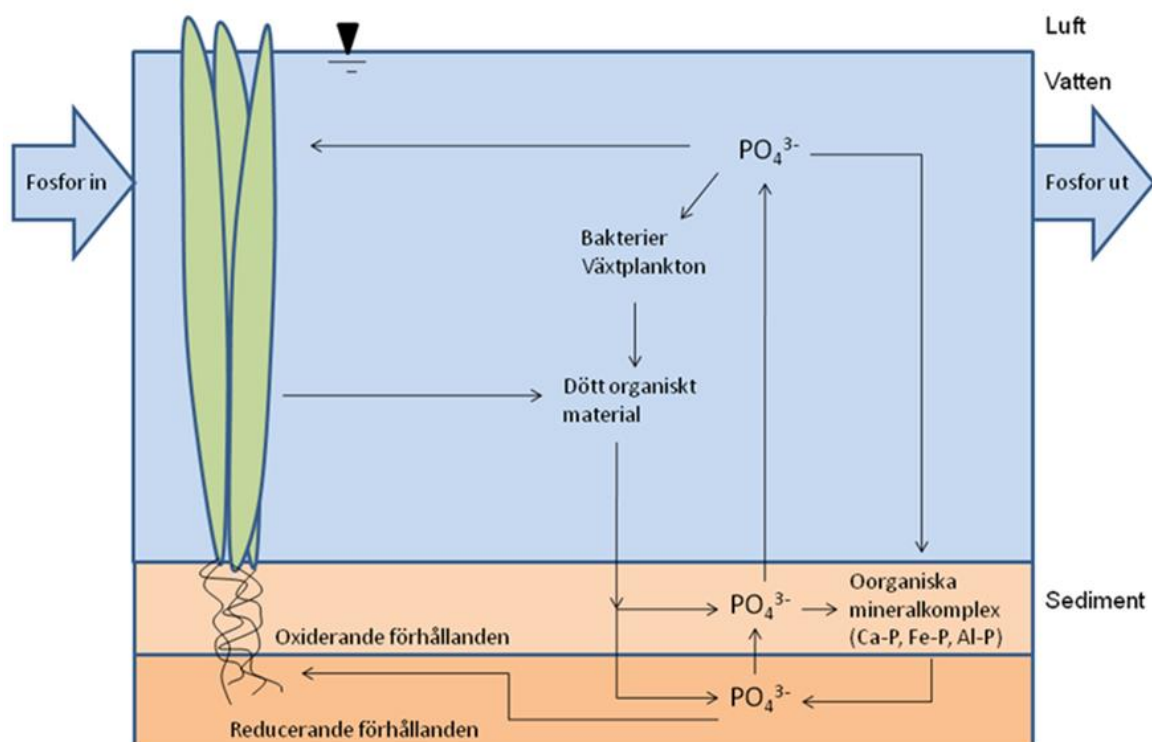
3 Fosfor i vatten

Övergödning innebär att mer näring än vad som kan tillgodogöras tillförs ett hav, en sjö eller ett vattendrag. I havet är kväve den begränsande faktorn medan det i sjöar och vattendrag ofta är fosfor som är begränsande (Greppa näringen 2010). Förutom att fosfor orsakar övergödning i sjöar och vattendrag är det även en ändlig resurs. Växter är beroende av fosfor och den är en nyckelfaktor för grödans utveckling. Runt 90 % av den fosfor som bryts i Sverige används till handelsgödsel i svenska jordbruk. Den största förlusten av fosfor för jordbruket sker dock inte via erosion från åkrarna utan den största delen fosfor sänds iväg från gården via produkter såsom mjölk, kött och spannmål och som inte återförs när livsmedlen är konsumerade (Greppa näringen 2012).

När fosfor tar sin väg från marken till vattendraget, sjön eller havet omsätts den med en rad processer. Dessa processer kan vara biologiska, fysikaliska och kemiska och fosfor kan vara både löst i vattnet eller bunden till partiklar i organisk eller oorganisk form. Det är nödvändigt att utreda de olika fosforformerna och hur de omvandlas för att kunna förstå sambanden mellan markanvändning och den slutgiltiga miljöeffekten i vattnet (Naturvårdsverket 2005).

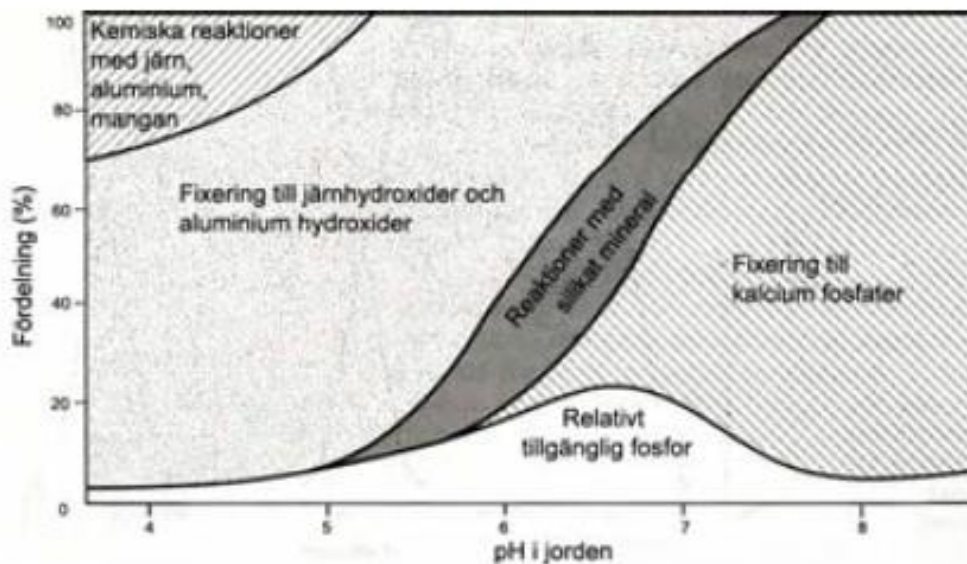
3.1 Fosforkemin

Fosfor följer en sedimentationscykel utan några gasförluster till skillnad från kväve som ingår i en gascykel, se figur 3.1 för illustrativ bild av fosforcykeln. Fosfor kan finnas i olika former i vatten, det transporteras främst bundet till partiklar men kan även förekomma i löst form i vatten. Fosfor kan vara både organiskt och oorganiskt (Gosselink & Mitsch 2007). Organisk fosfor frigörs av processer som styrs av biologiska faktorer och tas upp mycket snabbt då det frigörs. Detta betyder att den organiska fosforn oftast är en del av nedbrytningsstegen och kan inte tas upp av växter (Brady & Weil, 2000).



Figur 3.1. Fosforcykeln i vatten. (Fredriksson & Lidemyr 2011)

Löst oorganisk fosfat (PO_4^{3-}) är den enda formen av fosfor som är tillgängligt för växter, bakterier och växtplankton (Hantush et al. 2013). Erosion och mineralinnehåll i berggrund och jord påverkar naturligt förekomsten av oorganiskt fosfor. Oorganiskt fosfat reagerar mycket snabbt vid vissa kemiska förhållanden. De lösta fosfatformerna ändras vid olika pH-värden men påverkar inte totalhalten av fosfor i vattnet. Fosfat kan även bilda komplex vid olika pH till ämnen i sedimenten, vilket kan påverka totalhalten i vattnet, se figur 3.2.



Figur 3.2. Fosforföreningar vid olika pH. Denna bild visar den fosfor som föreligger i kemisk form. Dessutom finns det en rad organiska bundna fosforföreningar i jorden (Naturvårdsverket 2005).

Vid lägre pH, under 5, reagerar största delen fosfor med aluminium och järn och fixeras till järnhydroxider och aluminiumhydroxider. Vid högre pH, över 7, fixeras fosfor till kalciumfosfater genom att bilda komplex med kalcium. Vid pH mellan 5-7 är störst andel fosfat i löst i vattnet. Jordar med högt lerinnehåll, och därmed fler kontaktytor för reaktioner, håller kvar fosfor bättre än i mer grovkorniga jordar (Tonderski et al 2002).

pH i ytvatten varierar med årstiderna och pH kan skilja 0.5 enheter mellan maxvärde och minimivärde. Under sommaren stiger temperaturen i vattnet vilket leder till att lösligheten av koldioxid minskar. Även primärproduktionen ökar och konsumerar koldioxid. Denna ökade konsumtion av koldioxid gör att pH ökar. Under vintern minskar pH då koldioxid löser sig i kallt vatten samtidigt som ingen primärproduktion sker eftersom organiskt material bryts ner och bildar koldioxid (SMHI 2012).

Fosfor är ofta bundet till sediment via komplexen beskrivna ovan men kan vid syrefattiga förhållanden släppa från komplexen, lösas ut ur sedimenten och bli tillgängligt som näring igen. Syrehalten i vattendrag är ofta lägre under sommaren då vattentemperaturen ökar vilket minskar syrets löslighet i vatten. Syre kan konsumeras vid biologisk aktivitet vilken ofta är större under sommaren. (Tonderski et al 2002).

4 Fosforkällor

Vattendrag kan ta emot fosfor via markavrinning, dräneringsvatten, vinderosion, nederbörd och via punktkällor. Fosforhalten kan även öka vid interna processer i vattendraget, dessa kan vara erosion av kanter och bottnar, suspension och biologiska/kemiska processer. Kemiska och biologiska processer kan leda till en minskning av fosforhalten. Sedimentation kan även leda till en minskning genom retention av fosfor. Vid lågflöden under sommaren sker ofta en ansamling av fosfor i bottenbädden.

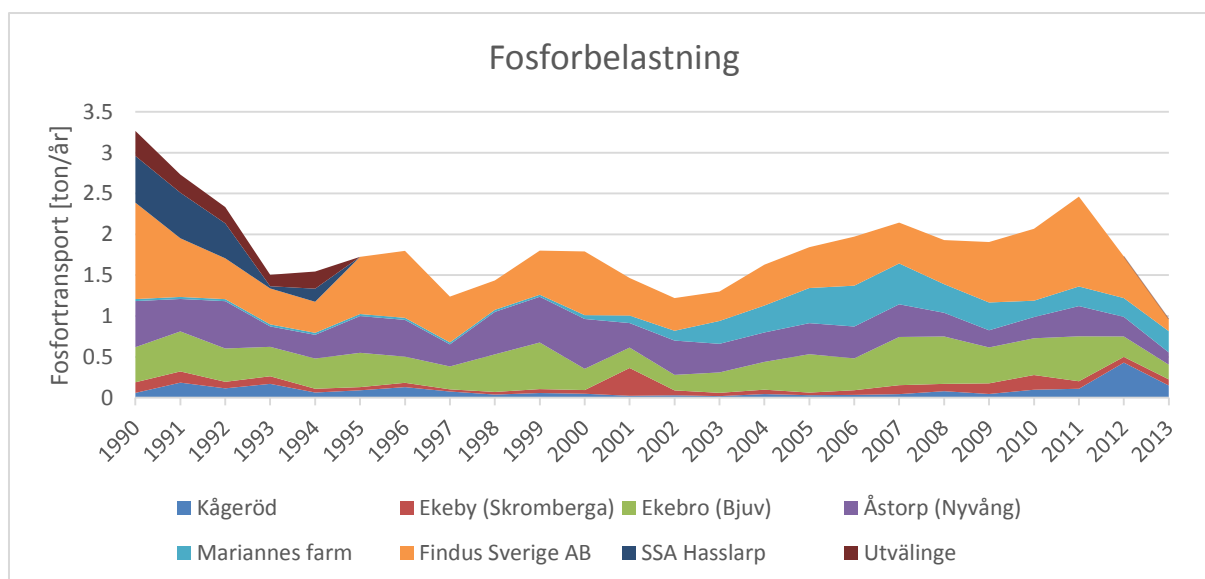
Att reducera fosforförlusterna ingår genom delmålet "Ingen övergödning" i de nationella miljökvalitetsmålen. Mängden fosfor i ett vattendrag beror på flera faktorer och kan delas in i antropogena (de med mänsklig påverkan) bidrag och naturliga bidrag. I detta kapitel kommer de olika fosforkällorna diskuteras och hur de bidrar till fosfortransporten i Vegeån.

4.1 Utsläpp från avloppsreningsverk och industrier

Avloppsreningsverk och Industrier

Utsläpp från avloppsreningsverk och industrier är exempel på punktkällor och deras utsläpp kan relativt enkelt mätas. Idag finns det fyra avloppsreningsverk och två större industrier som släpper ut föroreningar som belastar Vegeån. Avloppsreningsverken är Kågeröd, Ekeby (Skromberga), Ekebro (Bjuv) och Åstorps (Nyvång) avloppsreningsverk. De två industrierna är Mariannes Farm och Findus Sverige AB. Fram till mitten på 90-talet fanns även Utvälinge avloppsreningsverk och SSA Hasslarp. Figur 4.1 visar föroreningsbelastningen från reningsverken i Vegeåns avrinningsområde mellan 1990 och 2013. Belastningen på ån sjönk i början av 90-talet, som en följd av nerläggningen av Utvälinge ARV och SSA Hasslarp, och har sedan pendlat upp och ner. Indelningen för källorna som belastar ån har också ändrats genom åren allt eftersom reningsverk och industrier har ökat och minskat i omfattning. Mätvärden är hämtade från recipientkontrollrapporter som finns att tillgå på Vegeåns Vattendragsförbunds hemsida.

I augusti 2012 uppmärksammades fiskdöd i Vegeån på en sträcka från Bjuv till mynningen. Fiskdöden berodde troligtvis på låga syrehalter i ån och sammanföll med Findus Sverige ABs mest intensiva kampanj. Utsläpp av organiskt material och fosfor tillsammans med låga flöden ledde till att syre förbrukades i en så stor mängd att fiskarna dog. Findus har därefter initierat utredningar om orsaken och tillsammans med förbättrade reningsmetoder kan man se i figur 4.1 att fosforbelastningen under 2013 minskade markant.



Figur 4.1. Fosforbelastning (ton/år) på Vegeån från reningsverk i avrinningsområdet mellan 1990 och 2013.

Enskilda avlopp

Enskilda avlopp är de avlopp som inte är anslutna till det kommunala avloppsledningsnätet. De kan påverka miljön lokalt men även ha en större påverkan på vattendraget. Spillvatten från hushåll innehåller fosfor från framförallt urin, fekalier och tvättmedel med fosfater. Ett beslut från regeringen trädde i kraft 1 mars 2008 som förbjuder fosfater i tvättmedel. Uppskattningen av fosfortransporten från enskilda avlopp är svår att uppskatta då det finns olika metoder för fosforreduktion, exempelvis slamavskiljare, markbäddar och infiltrationsanläggningar, samt att reduktionen varierar (Naturvårdsverket 2005). Under 2006 trädde nya allmänna råd i kraft från Naturvårdsverket om små avloppsanordningar. De nya råden har fokus på reningsfunktionen och har en 70 procentig fosforreduktion som norm (Förlin 2007). Inom avrinningsområdet finns 5500 enskilda avlopp och drygt 200 av dessa tillhör fritidsfastigheter (SCB 2008). SMED har uppdaterat sina schablonvärde inför PLC6 som visar att ett permanent boende med enskilda avlopp släpper ut 1.1 gram per person och dag för ett totalt avlopp och 0.12 g per person och dag om endast avloppsvattnet endast kommer från bad, disk och tvätt. Från dessa värden ska sedan schabloner för avskiljning i olika typer av enskilda avlopp dras bort. Problemet är att det normalt tyvärr inte finns data i denna upplösning (SMED 2011).

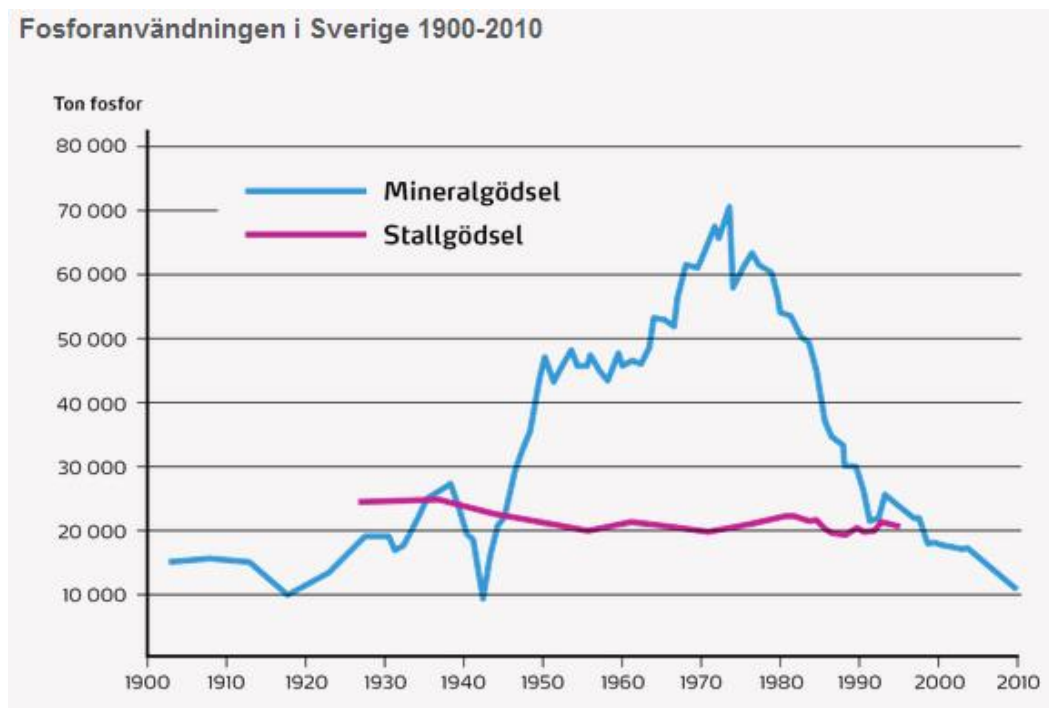
Under lång tid var det vanligt att släppa ut orenat avloppsvatten till sjöar och vattendrag och detta är en av orsakerna till att övergödning har varit ett problem under en längre tid. Under 60-70 talet byggdes många reningsverk om och utsläppen minskade. Däremot kan sjöar intill tätorter fortfarande vara näringsrika. Detta beror på internbelastningen av fosfor. Under åren då orenat avloppsvatten släppts ut i sjöarna har ett fosforrikt sediment byggts upp. Fosfor frigörs från sedimenten vid syrefria förhållanden vid botten och löses ut i vattnet. Detta kan leda till att en sjö släpper ut mer fosfor än vad den tar emot och kallas då nettoexportör av fosfor (Greppa näringen 2012). I Vegeån byggdes de första reningsverken under 50- och 60-talet och antalet har ökat sedan dess samtidigt som de befintliga har byggts ut i etapper.

Åtgärder

Åtgärder för att minska fosforutsläpp från reningsverk och industrier kan vara att uppmuntra till minskade nivåer och även sätta högre krav på utsläppande vatten. Ett fungerande kontrollprogram där nödvändiga parametrar mäts kan användas för att upptäcka akuta som mindre akuta problem med vattenreningen. Angående enskilda avlopp borde ett första steg vara att kartlägga de enskilda avloppen i avrinningsområdet, vilken användningsfrekvens de har och vilken reningsmetod som används. När denna information finns tillgänglig kan ett vidare arbete med sänkta utsläppshalter påbörjas.

4.2 Fosforförluster från åkermark

Fosfor är ett av de viktigaste näringsämnena och gödsling med fosfor kan ge stora skördeökningar om fosfor i marken inte räcker till. Under 1950-, 60- och 70-talet användes höga givor av fosfor i form av mineralgödsel och användningen av fosfor var nästan 7 gånger så hög som idag, se figur 4.2. Ofta strävade man efter jordar som var mättade på fosfor så att inget underskott skulle finnas (Yara 2014).



Figur 4.2. Fosforanvändningen i ton uppdelat på mineralgödsel och stallgödsel i Sverige under 1900-2010 (Yara 2014).

Idag har fosforanvändningen i jordbruket minskat drastiskt och en balans i gödslingen eftersträvas. Genom att tillsätta lika mycket fosfor som grödan för bort med skörden kan markens bördighet bibehållas samtidigt som en hög skörd uppnås. Idag används mindre fosfor i jordbruket än vid mitten av 1900-talet, trots att skördarna och bortförsel är högre nu. I genomsnitt används idag endast 4 kg P/ha i form av mineralgödsel (Yara 2014).

Trots den minskade tillförseln av fosfor i jordbruket räknas jordbruket som den överlägset största källan till fosfor enligt SMED. Även om jordbruket aktivt minskar sin tillförsel av fosfor behöver inte detta återspegla sig i läckaget från åkermarken och därav benämns källan åkermark istället för jordbruk i arbetet.

Fosfor som återfinns i vattendragen och kommer från åkermarken kan nå vattendraget på olika vis. Vatten kan rinna av på ytan rakt ner i vattendraget eller också kan det hamna i dräneringsrör som avvattnar åkermarken. Vegeån ligger i ett landskap där en majoritet av jordbruksmarken är täckdikad och där 90 % av den ursprungliga våtmarksytan har dikats ut. Vattnet kan nå dräneringsledningarna efter att ha passerat markprofilen eller direkt via ytvattenbrunnar. När fosfor transporteras från åkermark till ett vattendrag kan det vara både i partikulär och löst form (Naturvårdsverket 2005).

Fosfor som är löst i vatten är biologiskt tillgängligt och kan direkt tas upp av växter. Partikulär fosfor måste undgå någon form av lösningsreaktion innan den kan tas upp av växter. När fosfor transporteras till vattendrag och sjöar kan den partikulära och lösta fosfor reagera med jorden som passerar. Fosfor som är bundet till partiklar sedimenterar ofta då det når vattendraget eller sjön men kan i ett senare skede bli tillgängligt för biologiskt upptag. Detta kan exempelvis ske vid väderförhållanden som orsakar turbulens av sedimenten eller vid vissa kemiska förhållanden. Eftersom fosfor förekommer i olika former, kan reagera biologiskt, kemiskt och fysikaliskt samt ingår i både långsamma och snabba processer är det komplicerat att kvantifiera och utvärdera miljöeffekten av fosfor som kommer från åkermark (Naturvårdsverket 2005).

Åtgärder

När jorden odlas bearbetas jorden vilket innebär en risk för ökad partikeltransport. Jordaggregaten kan slås sönder vid bearbetning av jorden och bör stärkas så att de blir så stabila som möjligt. Genom odlingsmetoder kan jordstrukturer byggas upp så att marken kan ta emot nederbörd och smältvatten utan att fosforförlusterna blir så stora. Exempel på detta är att ha en väl anpassad jordbearbetning och strukturkalkning. Genom att förändra odlingsmetoderna som används kan fosfortillförsel minska. I Naturvårdsverkets rapport "Fosforförluster från mark och vatten" föreslås ett antal metoder; tillförsel av mineral- och stallgödsel enligt rekommendationerna, undvika applicering på våta jordar, vegetationstät mark under vintern, minskad packning av jorden mm (Naturvårdsverket 2005). En organisation som arbetar med dessa frågor är Greppa Näringen. De erbjuder kostnadsfri rådgivning som både lantbrukare och miljön tjänar på. Målen är minskade utsläpp av klimatgaser, minskad övergödning och säker användning av växtskyddsmedel. Projektet arbetar med lösningar som ligger i framkant inom miljö- och klimatområdet och är en drivkraft för lönsam tillväxt i den svenska lantbruksnäringen, för mer information se deras hemsida (www.greppa.nu).

4.3 Markavrinning

Vid nederbörd transporteras en del av vattnet på marken, så kallad markavrinning, istället för att infiltrera i jorden. Flödet, Q , från markavrinning beror på regnets intensitet, i , arean på området, A , och områdets infiltrationskapacitet, C och beskrivs av ekvation 4.1.

$$Q = i * C * A \quad (4.1)$$

I detta kapitel beskrivs markavrinning från åkermark och urbana ytor. En djupare analys av fosfortransporten från markavrinning går att hitta i kapitel 5.

Åkermark

För åkermarken inträffar markavrinning vid regn eller snösmältning då marken är så vattenmättad att ingen större infiltrering kan ske. Detta kan hända exempelvis vid tjäle då makroporerna är blockerade, vid mycket häftiga regn eller vid plogsula. Ytavrinning leder till att erosion av jordaggregat, jordpartiklar och kolloider sker. Huvuddelen av fosfortransporten sker i partikulär form då avrinnande vatten innehåller höga kvantiteter suspenderat material. Detta sker exempelvis vid snösmältning då marken i början är täckt med ett skyddande lager snö och is men i takt med att snölagret försvinner ökar koncentrationen av partikelfosfor i smältvattnet kraftigt. Fosforförlusterna tenderar därför att vara större när det är fler snösmältningsperioder under året (Naturvårdsverket 2005).

Urbana områden

Dagvatten är regn- och smältvatten som rinner på hårdgjorda ytor, infiltreras på genomsläpplig mark, leds ut i recipienten eller transporteras till avloppsreningsverk (Helsingborgs stad 2007). När naturmark görs om till urbana ytor ändras avrinningsförhållandena för regnvattnet. Vattnet kan inte längre tas upp av växtlighet eller infiltrera i marken för att nå vidare till grundvattnet. Sluten dagvattenavledning är det avledningsätt som använts sedan dagvatten började tas om hand. Dagvattnet avleds i en dagvattenledning antingen till ett avloppsreningsverk eller direkt ut i recipienten. Öppen, lokal dagvattenhantering används oftare som lösning för att ta hand om vatten från urbana områden. För öppna dagvattenavledningar finns olika reningsåtgärder, bland annat infiltration över grönytor, svackdiken, dammar och olika filter i brunnar (Länsstyrelsen 2009). Genom öppna dagvattenavledningar som fördröjer dagvattnet i lokalt område kan belastningen på ledningsnät, reningsverk och recipienten minskas (Helsingborgs stad 2007).

Dagvatten innehåller ofta föroreningar och kan behöva renas för att inte påverka vattendragen negativt. Föroreningarna kan exempelvis vara tungmetaller, olja och näringsämnen som samlats upp på trafikytor, industriområden och centrumområden och sedan släpps ut i recipienten. Det är även viktigt att flödesutjämna dagvattnet, om inte är det större risk för tillfälliga översvämningar och erosion vilket bidrar till att föroreningar såsom fosfor lättare kan transporteras vidare. Dagvattenutsläpp kan påverka mycket under kraftiga sommarregn då vattennivån ofta är låga i vattendraget (Länsstyrelsen 2009).

Helsingborgs stads befintliga dagvattensystem är idag hårt belastat. Helsingborg har en del av sin avvattnings mot Skälderviken via Vegeån. Nya områden byggs ut och tillsammans med den förväntade klimatförändringen kommer nuvarande avrinningsförhållanden att förändras. Problemen som finns idag kommer förvärras i takt med ökade regnvolymer och därigenom ökad avrinning och större risk för översvämningar (Helsingborgs stad 2007).

4.4 Erosion

Den viktigaste orsaken till förluster av fosfor från åkermark är olika typer av erosion i samband med vattentransport på eller i marken, och den frigörelse av löst fosfor som sker från markpartiklarna. Det största fosforläckaget sker i samband med erosion av fosforrika partiklar eftersom fosfor är starkt bundet till partiklarna, men även förluster av löst fosfor kan vara betydande. När vatten transporteras genom markprofilen kan material eroderas från porernas väggar och följa med vattnet

ut i dräneringsledningarna. Detta kallas inre erosion (Tjell 1994). En utförligare analys av erosionen i Vegeån går att hitta i kapitel 5.

Yterrosion

Åkermark med långa sluttningar och kraftig lutning drabbas lättare av fosforförluster genom yterrosion. Genom att ha växande grödor på marken kan lägre fosforförluster ske via yterrosion än för en bar mark men däremot kan den inre erosionen öka. Genom att bearbeta jorden på våren istället för hösten kan en mindre fosforförlust uppnås (Greppa näringen 2010).

Erosionsförluster på lerjord är ofta mer allvarliga än på sandjord eftersom lerjord kan binda mer fosfor än sandjord. Vatten transporteras i lerjord genom spricker, gångar och stora porer. På detta sätt kan vattnet transporteras snabbt genom markprofilen vilket kallas makroporflöde. Vattnet kan även riva loss (inre erosion) och föra med sig jordpartiklar på vägen genom markprofilen. Detta medför att lerjord har störst risk att läcka fosfor (Greppa näringen 2010).

Områden som är låglänta nära vattendrag har ofta en hög grundvattennivå. Vid perioder med mer nederbörd förflyttar sig detta område upp snabbt och krymper sedan tillbaka igen. När grundvattennivån är hög blir fosfor mer kemiskt labil och mera utlakningsbenägen. Område som är låglänta har ofta en hög lerhalt och svarar därmed för en stor del av fosfortransporten. I något fall har 10 % av avrinningsområdets yta svarat för 90 % av fosforexporten (Greppa näringen 2010).

Vinderosion

Kraftig vind kan resultera i vinderosion som flyttar på partiklar och även hamna direkt i vattendraget (Greppa näringen 2010). Enligt Naturvårdsverket har vinderosion ökat sedan 40-talet. Den varierar mycket både i tid och rum och det är svårt att kvantifiera hur stor påverkan det har på vattendraget även om det lokalt säkert kan vara betydande. Om 2-3 cm av jorden blåser bort motsvarar det att ungefär 200-300 kg P/ha förflyttas (Naturvårdsverket 1997).

Erosion av bottenar och bankar

Vid lågflöden under sommaren sker ofta en ansamling av fosfor i bottenbädden. Den partikelbundna fosfor kan öka genom resuspension från botten senare under säsongen då flödet ökar. Erosion av fosforrikt material från bankar har också uppmätts och anses i Danmark vara en av de viktigaste källorna för fosfor i vattendragen (Naturvårdsverket 2005).

Det kan även vara en idé att ta reda på hur rensningen av Vegeån sköts. Bottensediment innehåller sedimenterad fosfor bundet till partiklar och vid rensning kan det bland annat läggas längs strandkanten. Fosfor kan sedan återföras till vattendraget via markavrinning och en interncirkulation av fosfor sker. Bortförsel av sediment skulle kunna ge en minskad fosforkoncentration om det så bara återförs till åkermarken för växter att ta upp.

Åtgärder

De olika typerna av erosion kräver olika åtgärder för att minska fosforförlusten och det är därför viktigt att veta vilken typ av förlust som har störst betydelse. I ett flackt jordbrukslandskap är troligtvis de största fosforförlusterna via täckdikningssystemen. Problemen brukar även vara större ju högre lerhalten är. På en lätt jord brukar inte inre erosion vara något problem, däremot kan löst

fosfat transporteras genom marken (Greppa näringen 2010). Åtgärder för att minska vinderosionen kan vara att hålla jorden fuktig då risken för vinderosion minskar. Det är även viktigt att behålla ett växttäck, helst med etablerade rötter. Andra metoder som används är att lämna växtrester på markytan eller att sprida stallgödsel på markytan (Greppa näringen 2010).

4.5 Anlagda våtmarker

Våtmarker började anläggas i större utsträckning i början av 2000-talet och fram till och med 2012 har 39 våtmarker anlagts i området. 27 av dessa har konstruerats för näringsrening, 7 stycken för biologisk mångfald och resterande med annat syfte (SMHI VattenWebb 2014). De flesta våtmarker som är anlagda i jordbrukslandskap med miljöstöd är i förstahand utformade för kväveretention. Våtmarker som syftar till att rena fosfor kan till viss del behöva utformas annorlunda än de som syftar till kväverening (Hushållningssällskapet 2009).

En våtmark har tre huvudsakliga funktioner för att minska näring i inkommande vatten. Våtmarken kan minska andelen kväve genom att omvandla nitrat till kvävgas genom denitrifikation. Den kvävgas som bildas löses ut i vattnet och försvinner upp i atmosfären. En annan funktion våtmarken har är att ta upp växtnäring genom vattenväxter. Växter tar upp fosfor under vegetationsperioderna men då växterna vissnar återförs näringen till vattendraget. Genom att regelbundet skörda kan man undvika en stor del av denna återföring av näring och växtupptaget spelar en större roll för fosfortransporten. Genom att återföra fosfor till åkrar från skörden från våtmarken kan kretsloppet slutas. Vattenväxter minskar även vattnets flödeshastighet vilket gynnar sedimentationen (Hushållningssällskapet 2009).

Den sista funktionen är sedimentation av växtdelar som produceras i våtmarken och från partiklar som transporteras till våtmarken från avrinningsområdet. Sedimentation är den process som avskiljer mest fosfor från vattnet. Flödet styr till stor del sedimentationsprocessen och vid höga flöden finns det risk att sediment virvlas upp och förs nedströms våtmarken (Jordbruksverket 2004). En del sediment kommer att stanna kvar i våtmarken och det är viktigt att rensa bort detta eftersom sedimenten annars kan läcka fosfor vid anoxiska förhållanden och att våtmarken då istället fungerar som en fosforkälla istället för sänka (Hushållningssällskapet 2009). Vidare undersökning kan vara att mäta fosforhalten in och ut ur ett antal våtmarker i området för att se om de fungerar som källor eller sänkor.

Kantzoner

Anläggning av kantzoner längs åkermark fick rätt till EU-bidrag år 2004. Skyddszoner är en metod för att minska fosforläckaget som används som ett komplement till de åtgärder man gör direkt på fälten. Reduktionen av fosfortransport till vattendraget beror på hydrologiska förhållanden och jordarnas egenskaper. Det är oklart om och hur mycket skyddszoner kan minska fosfortransporten till vattendraget. Det har endast kunnat visas att zonerna kan kvarhålla fosfor via ytvatten vid fältkanten. Däremot ska det uppmärksammas att skyddszoner kan ha en mycket positiv effekt för stabilisering av dikeskanten eftersom skyddszonen förhindrar plöjning nära vattendraget (Naturvårdsverket 2005).

I en undersökning av tolv större jordbruksåar i Syd- och Mellansverige beräknades det ha skett en konstant minskning av halten icke-reaktiv fosfor. Dessa förbättringar hade ett visst samband med den sammanlagda längden av de anlagda kantzonererna längs respektive å (Fölster & Ulén 2006).

Sedimentationsdammar

Sedimentationsdammar anläggs ibland då man vill sänka mängden fosfor i partikulär form genom sedimentation. I norska vattendrag där dammar anlagts direkt i vattendraget har man uppmätt större retentioner än vad beräknat från partikelstorlek och sedimentationshastigheter. Detta tros bero på att partiklarna var bundna till stora aggregat då de sedimenterade. I Sverige kan mycket av partiklarna komma via dräneringsrör och har därför inte kunnat verifieras. Nackdelen är att det kan vara svårt att hitta lämpliga platser att anlägga dammarna samtidigt som uppehållstiden är så lång som möjligt.

4.6 Övriga källor

Skogsavverkning

24 % av Vegeåns avrinningsområde består utav skogsmark. Den totala fosfortransporten från markavrinning från skogsmark beskrivs närmare i kapitel 5. Det är framförallt vid avverkning av skog i närheten till vattendraget som ett högre fosforläckage kan ske. Träd i kantzoner längs med vattendraget tillför föda, skugga och död ved till vattendraget och gynnar på så vis den biologiska mångfalden längs stränderna. Avverkning av skog i kantzonen kan förändra vattenkvaliteten genom att markkemiska processer påverkas. Samtidigt utgör dessa kantzoner en andel av den produktiva skogsmarken. Om dessa lämna helt orörda vid avverkning kan detta innebära en betydande minskning av lönsamheten för skogsbruket. En lösning kan vara att i förväg, ett antal år innan slutavverkning genomföra häggallring i kantzonen. Detta kan gynna zonens funktion när den behövs som mest genom att den blir mer stormtålig samtidigt som fältskikt och underväst kan växa till sig och förhindra urlakning.

Betesmark

Enligt SCB består 4 % av avrinningsområdet utav betesmark. Vatten som rinner av från områden med mycket djurproduktion innehåller ofta större mängder löst fosfor än från områden med ren spannmålsproduktion (Naturvårdsverket 1997). Djur som betar längs vattendrag kan trampa upp marken och därmed förstöra jordstrukturen och leda till erosion i kontakt med vattnet. Åtgärder för detta kan vara att ha dricksplatser åt djuren och att förstärka marken längs vattendraget (Naturvårdsverket 2005).

Atmosfärsdeposition

Fosfor kan även tillföras till vattendraget genom våt- och torrdeposition. Dock görs mätningar av fosfordnedfall inte längre då nivåerna är så låga. Den totala atmosfärsdepositionen i Skandinavien är vanligen 0.04-0.07 kg/ha*år. Fosfortillförsel via atmosfärsdeposition till Vegeån anses därför inte vara ett signifikant bidrag (Persson & Broberg 1985).

4.7 Klimatpåverkan

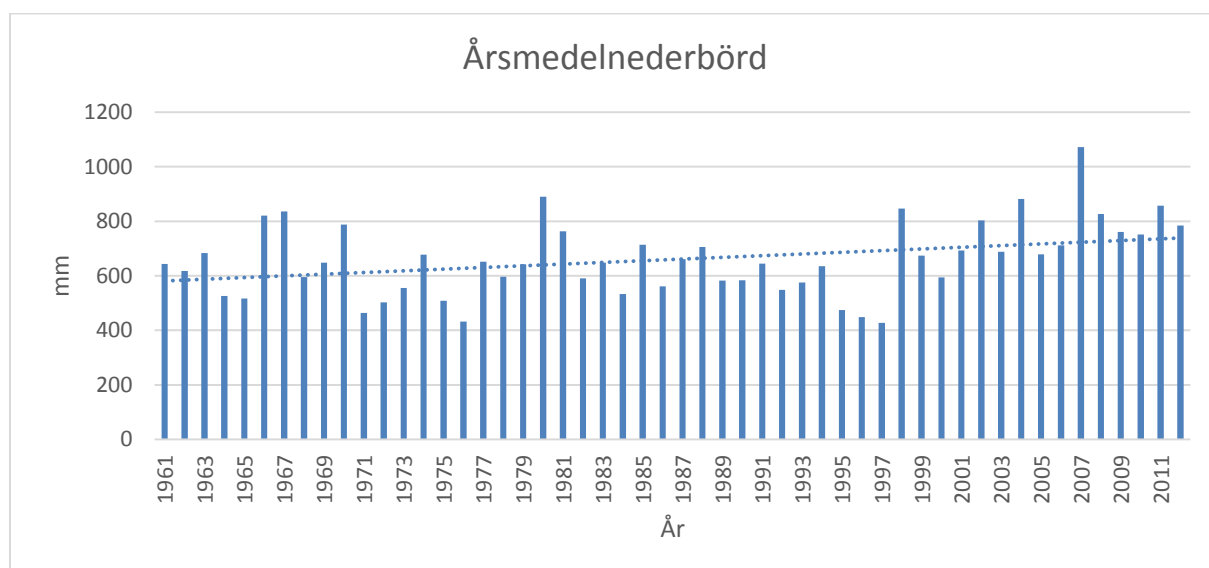
Klimatet påverkar fosfortransporten på flera sätt. Fram till år 2100 beräknas temperaturen stiga med cirka 1.5–7 grader och nederbörden öka med 10–20 procent (SGU 2014).

En ökad temperatur kan leda till en längre vegetationsperiod som i sin tur leder till mer skörd och en högre omsättning av biomassa. Klimatförändringarna kan även leda till ändrad markanvändning, odling av nya grödor, längre växtsäsonger och ökad användning av gödsel och bekämpningsmedel. Detta kan i sig påverka kvaliteten på grundvatten och ytvatten. Den höjda temperaturen kan leda till mer evapotranspiration. (SGU 2014).

Som en följd av den ökade nederbörden väntas vattentillgången öka i stort sett hela landet under vissa delar av året. En ökad nederbörd kan dessutom medföra fler och större översvämningar som kan leda till höjda ytvattennivåer under vissa delar av året. Ett förändrat flöde kan innebära att rörligheten hos föroreningar ökar eftersom de följer vattnets flöde. Ökade mängder lösta och partikelbundna föroreningar, såsom fosfor, kan transporteras via dagvattenledningar, ytvatten och grundvatten ut i vattendrag, sjöar och hav. När vattennivåer och flöden ökar finns även en risk att mer erosion av mark i och utanför vattendraget sker vilket i sin tur kan leda till en ökad fosfortransport i ån (SGU 2014).

Nederbörd

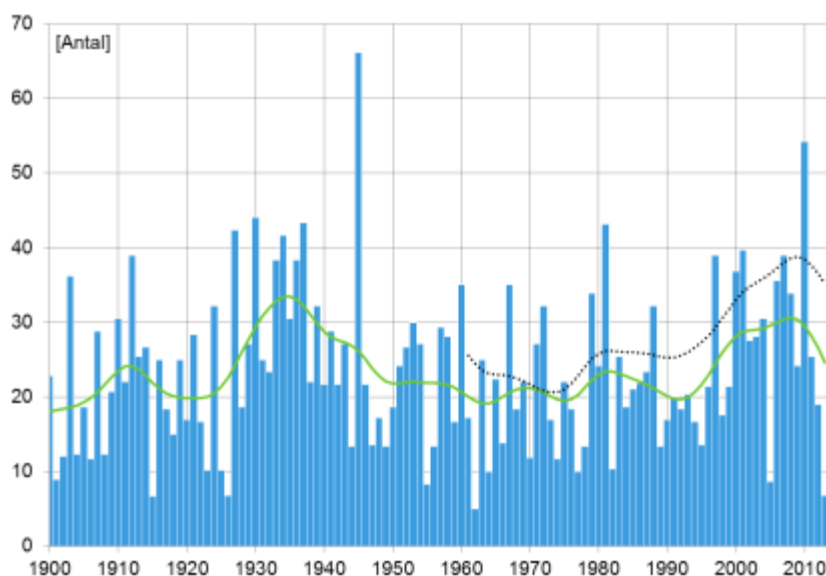
Figur 4.3 visar årsmedelnederbörden för stationerna Röggle (1961-1968) och Mariedal (1968-2012) som ligger inom Vegeåns avrinningsområde. Årsmedelnederbörden har varierat över åren men en uppåtgående trend syns med en ökning från knappt 600 mm i början på 60-talet till 750 mm under 2012. Provtagningsprogrammet i sin nuvarande form för Vegeån startade i början på 80-talet och figuren visar att bara på denna korta tid har årsmedelnederbörden ökat från cirka 650 mm per år till 750 mm per år.



Figur 4.3. Årsmedelnederbörd för Vegeåns avrinningsområde. Figuren visar två ihopsatta serier för Röggle och Mariedal.

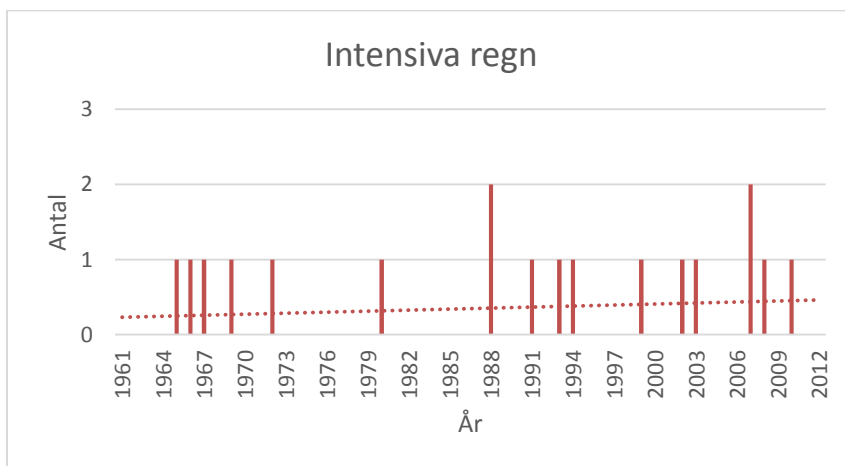
Det kan även vara intressant att undersöka hur ofta kraftiga regnfall sker och ökningen av dessa eftersom de kan leda till ökad erosion. Det är vid den största avrinningen som de största fosformängderna förloras och sker ofta episodartat med förhöjda halter i samband med

flödestoppar. Detta betyder att en stor fosforförlust genom markavrinning kan ske under mycket kort tid, t.ex. vid snösmältning eller vid andra tillfällen då vattenflödet är kraftigt (Tjell, 1994). Figur 4.4 visar antal observationer med dygnsnederbörd på minst 40 mm per år vid 60 utvalda nederbördsstationer. Figuren visar att det varierar mycket och har fluktuerat upp och ner under det senaste århundradet. Under tiden då provtagningarna pågått i Vegeån har antal dagar först minskat fram till 1990-talet för att sedan öka till en hög topp i mitten på 2000-talet och är nu på väg ner igen. Observera att figuren visar en övergripande bild för hela Sverige och inte enbart för Vegeåns avrinningsområde.



Figur 4.4. Antal observationer med dygnsnederbörd på minst 40 mm per år (staplar) vid 60 utvalda nederbördsstationer. Grön kurva visar en utjämnad kurva baserad på staplarna (SMHI 2013a).

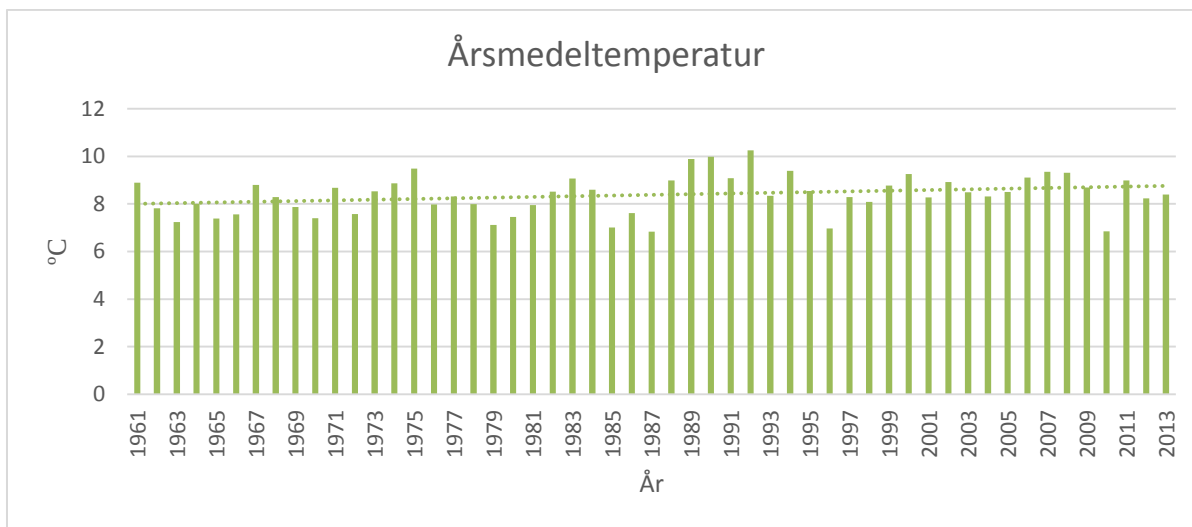
En analys över intensiva regn inom Vegeåns avrinningsområde har även det gjorts. Nederbördsvärde större än 40 mm/dygn plockades ut och ritades som antal per år för åren 1961 till 2012, se figur 4.5. En svagt uppåtgående trend kunde ses men analysen kan ses som osäker då intensiva regn ofta faller lokalt och denna analys endast är baserat på två platser. Analysen för hela Sverige kan ses mer kvalitativ och visa en mer övergripande trend över Sverige där flera platser tas med i beräkningarna.



Figur 4.5. Antal intensiva regn för åren 1961 till 2012 för två provtagningspunkter i Vegeåns avrinningsområde.

Temperatur

Figur 4.6 visar årsmedeltemperaturen för Helsingborg som ligger intill Vegeåns avrinningsområde. En svag ökning av årsmedeltemperaturen med 1 °C mellan åren 1961 till 2013 kan ses i figuren.

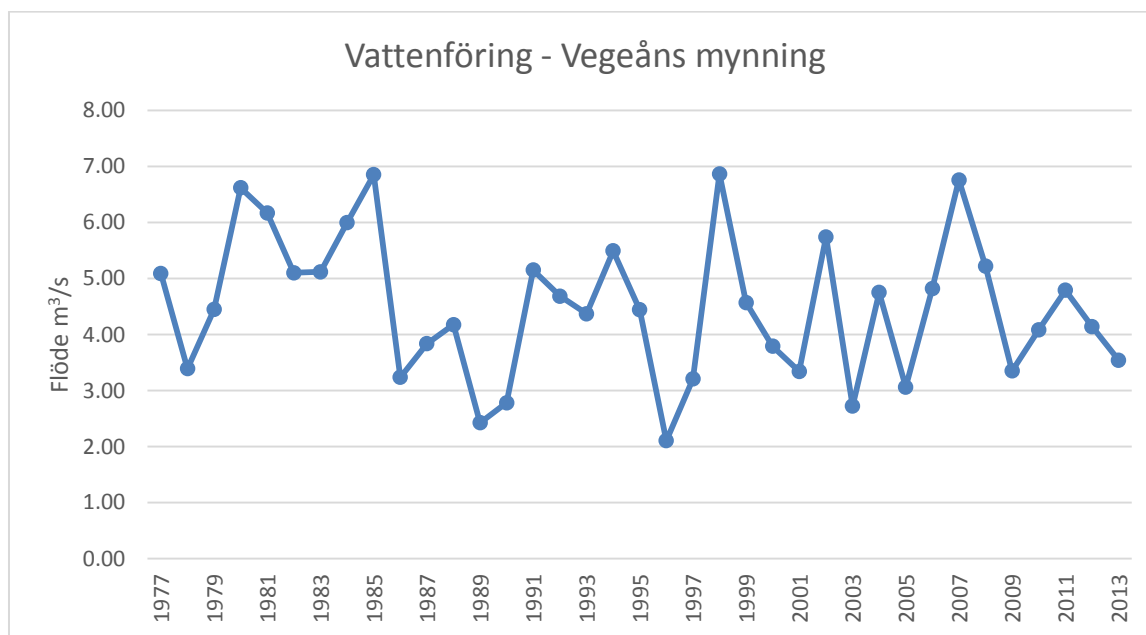


Figur 4.6. Årsmedeltemperaturen för Helsingborgs nederbördsstation för åren 1961 till 2013 som är belägen intill Vegeåns avrinningsområde.

5 Resultat & Diskussion

Vattenföring

Data för vattenföringen i Vegeån för åren 1999 till 2013 är hämtad från SMHIs vattenwebb. Genom modellberäkningar i den hydrologiska modellen S-HYPE har vattenföringen vid mynning och Hasslarpsån tagits fram. Flödet i delavrinningsområdet "huvudfåran" har beräknats fram som skillnaden i flöde mellan mynningen och Hasslarpsån. Flöde från år tidigare än 1999 har beräknats fram från flöde vid Åbromölla som har mätts sedan 1977. Genom att beräkna differensen mellan modellerade värden vid mynningen, från SMHI, och uppmätta värden i Åbromölla kunde ett medelvärde för åren 1999 till 2013 beräknas. Detta medelvärde användes sedan som riktvärde då vattenföringen vid mynningen beräknades för åren tidigare än 1999. Figur 5.1 visar vattenföringen vid Vegeåns mynning för åren 1977 till 2013.



Figur 5.1. Årsmedelvärden för vattenföringen vid Vegeåns mynning från 1977 till 2013.

Vattenföringen för Vegeån har varierat mellan 3 och 6 m³/s för åren 1977 till 2013. Någon trend kan inte ses om kanske något minskande. Som visat tidigare har årsmedelnederbörden i området ökat men inte årsvattenföringen. En förklaring skulle kunna vara utbyggnad av fördröjningsmagasin såsom våtmarker och dammar men dessa borde inte ha en så stor betydelse sett på en årsbasis och de som finns i Vegeåns avrinningsområde är så pass få att deras påverkan på årsvattenföringen är minimal. En rimligare förklaring kan vara att temperaturen även har ökat och med den evapotranspirationen.

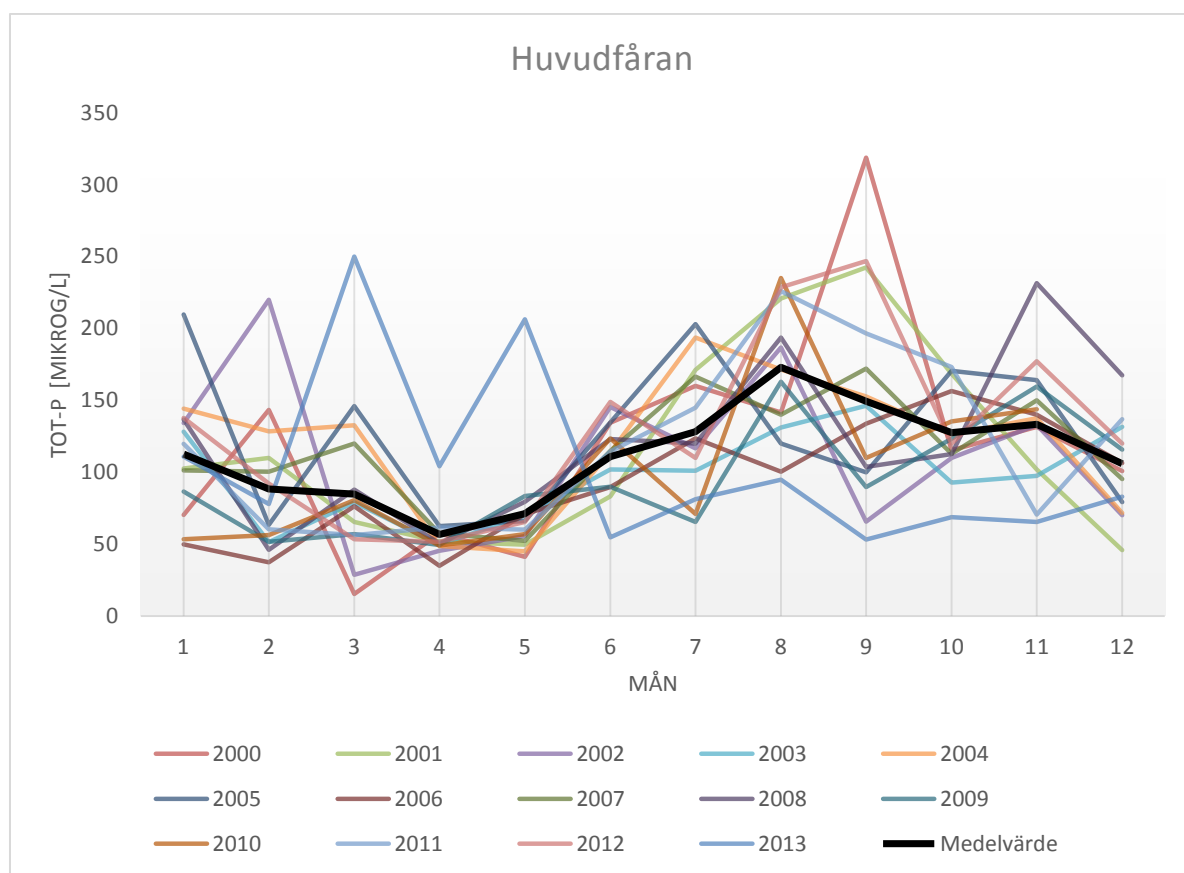
Fosforkoncentrationen över året

Data för fosfornivåer i Vegeån från 1983 till 2013 är hämtade från SRK Data och det är totalfosforhalten i vattnet som använts. Proverna för fosforkoncentrationen tas en gång i månaden och flödesviktas. Fosforhalten är mätt i två punkter; punkt 9A finns vid Vegeåns mynning medan punkt 19 ligger vid Hasslarpsån innan den når huvudfåran. I dataanalysen har Vegeåns avrinningsområde delats upp i två delavrinningsområden; Hasslarpsån och huvudfåran, se metodbeskrivning för vidare beskrivning.

Eftersom det endast finns mätvärde för Hasslarpsån och mynningen har värdena för huvudfåran beräknats fram genom ekvation 5.1. Ekvationen beskriver hur koncentrationen av fosfor för huvudfåran, $P_{tot_{HF}}$, har beräknats med hjälp av värde för flöde och fosforkoncentration för mynningen och Hasslarpsån. P_{tot_M} beskriver fosforkoncentrationen för mynningen, Q_M är flödet för mynningen, P_{tot_H} är fosforkoncentrationen för huvudfåran och Q_H står för flödet för huvudfåran.

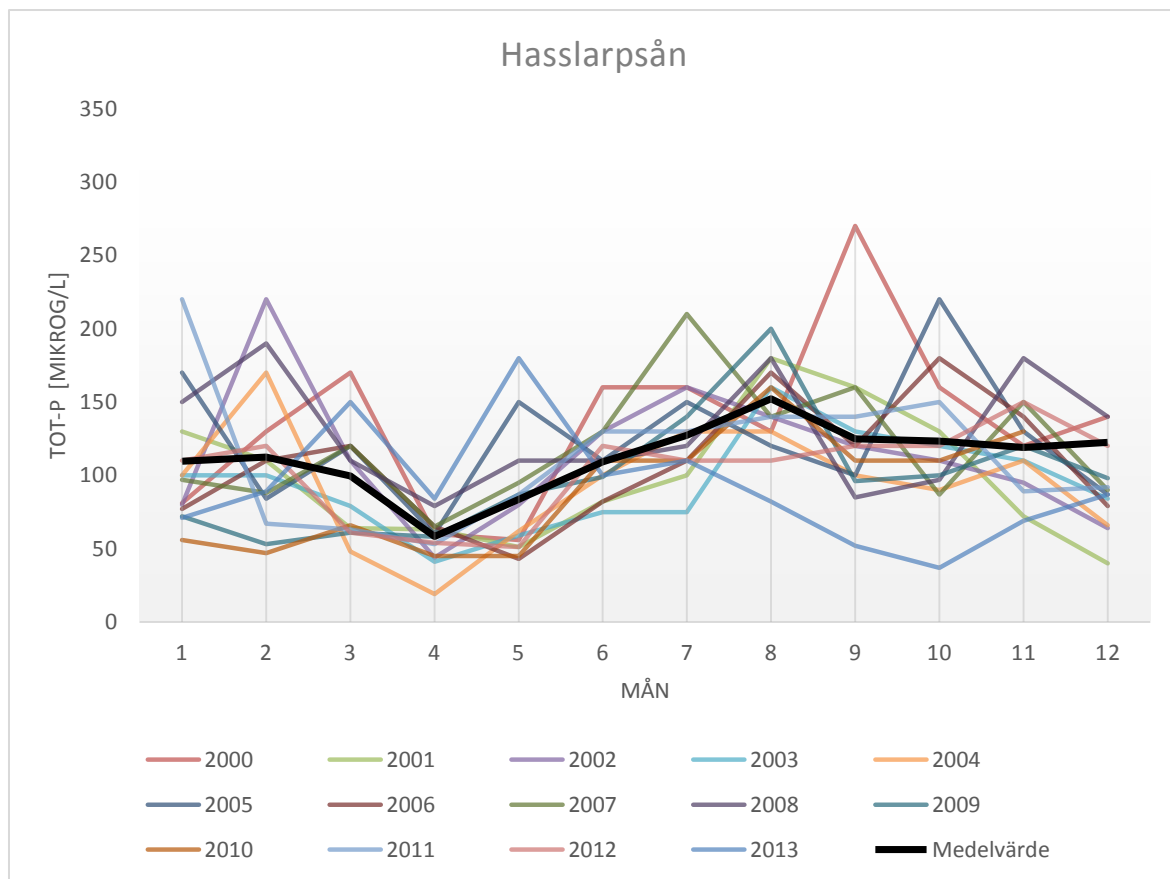
$$P_{tot_{HF}} = \frac{P_{tot_M} * Q_M - P_{tot_H} * Q_H}{Q_M * Q_H} \quad (5.1)$$

Figur 5.2 och figur 5.3 visar hur fosforhalten i huvudfåran respektive Hasslarpsån varierar per månad från 2000 till 2013. Diagrammen visar även medelvärdena för de presenterade åren. Observera att mätvärde för december 2010 i Hasslarpsån är borttaget då det var orealistiskt högt och tros bero på ett fel vid mätningen, mätvärde för huvudfåran är även det borttaget då det är framräknat med hjälp av värdet från Hasslarpsån.



Figur 5.2. Total-fosforhalt [µg/l] i huvudfåran månadsvis för åren 2000-2013. Den tjockare svarta linjen visar medelvärdet per månad för de presenterade åren.

Figur 5.2 visar att medelvärdet av fosforkoncentrationen i huvudfåran är som lägst under våren i april och sedan ökar för att vara som högst under sommaren med maxvärde i augusti. Medelvärdet sjunker sedan långsamt under hösten och vintern och fortsätter sjunka till minimivärdet i april. Skillnaden mellan maxvärde och minimivärde är 115 µg/l.



Figur 5.3. Total-fosforhalt [$\mu\text{g/l}$] i Hasslarpsån månadsvis för åren 2000-2013. Den tjockare svarta linjen visar medelvärdet per månad för de presenterade åren.

Medelvärdet för Hasslarpsån är som lägst i april månad precis som för huvudfåran. Värdet stiger sedan långsamt och har sitt maxvärde i augusti, därefter är det nästan konstant under vintern för att sedan sjunka i början av våren till minimivärdet i april. Skillnaden mellan max- och minimivärde är $95 \mu\text{g/l}$.

Fosforkoncentrationen i Vegeån varierar över året som visas i figur 5.2 och figur 5.3. Detta stämmer väl överens med teorin som beskrivits tidigare. Under sommaren ökar vattentemperaturen vilket leder till mindre syre löst i vattnet samtidigt som mer syre konsumeras då den biologiska aktiviteten är större. Då syrehalten är låg släpper fosfor från komplexen och löses ut ur sedimenten, detta syns genom en ökning av totalfosforhalten under sommarmånaderna. Fosforhalten sjunker sedan allt eftersom temperaturen ökar och den biologiska aktiviteten minskar under höst och vinter. Graferna för huvudfåran och Hasslarpsån följer samma mönster med maxvärde under sommaren och minvärde på våren. Skillnaden mellan maxvärdet och minimivärdet skiljer sig mellan de två årfåror, medan minimivärdet är ungefär det samma. Detta kan ha sin förklaring i skillnaden markanvändningen mellan de två avrinningsområdena.

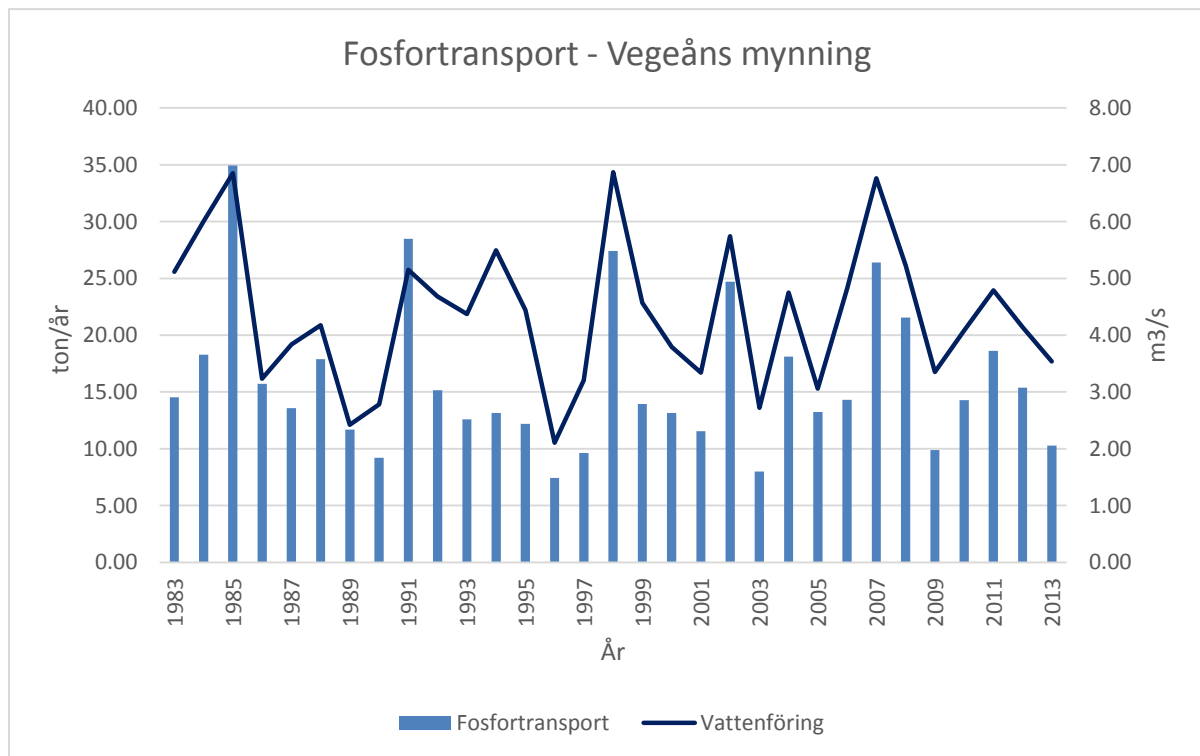
Transporten av fosfor

Genom att beräkna fram transporten av fosfor kan det på ett tydligare sätt visas hur mycket fosfor som finns i ån och som faktiskt når fram till mynningen. Fosfortransporten, $P_{\text{transport}}$, i en mätpunkt beräknas genom ekvation 5.2 där, Q beskriver flödet i aktuell mätpunkt och P_{tot} är

fosforkoncentrationen för aktuell mätpunkt. Mätvärden för flöde och fosforkoncentrationen är hämtade från databaser som har beskrivits i föregående stycke.

$$P_{transport} = Q * P_{tot} \quad (5.2)$$

Figur 5.4 visar transporten av fosfor i ton/år för åren 1983 till 2013. Figuren visar även vattenföringen i m³/s och visar korrelationen mellan vattenföringen och fosfortransporten. Då vattenföringen är hög är ofta även fosfortransporten hög.

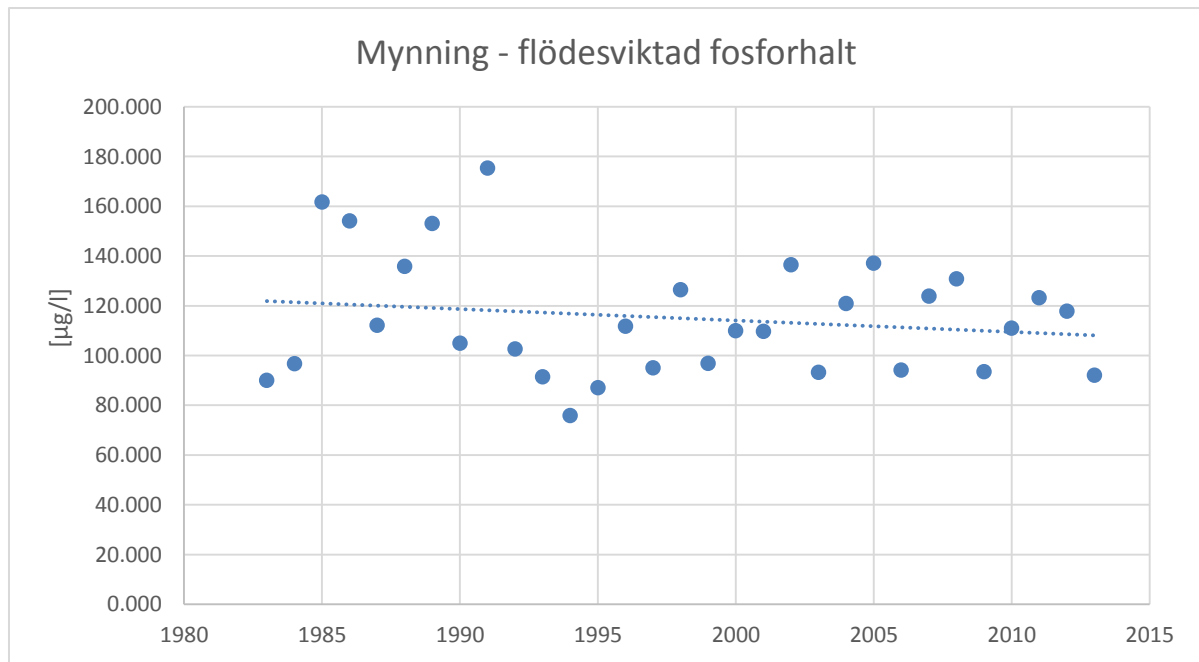


Figur 5.4. Fosfortransport för Vegeåns mynning för åren 1983 till 2013. Den blå linjen visar flödet och fungerar som en indikator.

Fosfortransporten till Skälderviken via Vegeån har inte minskat sedan starten av mätningarna 1983. Medelvärde av årstransporten de senaste 30 åren är 16 ton/år och det är runt detta värde som transporten varierar. Höga värden över 25 ton/år förekommer och är ofta ett resultat av högre vattenföring. Låga värde förekommer då vattenföringen är låg.

Flödesviktad fosforhalt

Vid utvärdering av trender används den flödesviktade fosforhalten. Den beräknas genom att dividera årstransporten av fosfor med årsvattenföringen och på så sätt kompenseras vattenföringens inverkan. Figur 5.5 visar flödesviktade fosforhalter för mynningen årsvis för åren 1983 till 2013. Den streckade linjen är en trendlinje och visar att fosforhalten i ån sänks om än knappt nämnvärt.

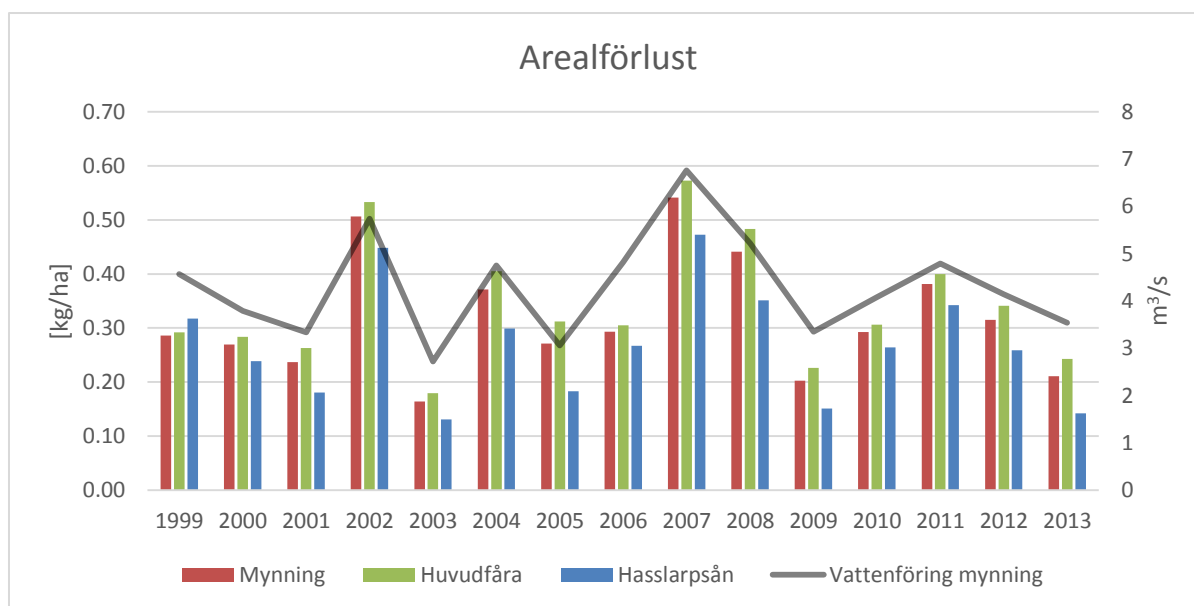


Figur 5.5. Flödesviktad fosforhalt i µg/l för varje år från 1983 till 2013. Den streckade linjen är en trendlinje beräknad genom linjär regression.

Frågan som initierade undersökningen av fosfortrenderna i Vegeån var huruvida fosforhalten i ån faktiskt har minskat eller inte. Den beräknade flödesviktade fosforhalten visar att medelvärdet har minskat från 120 µg/l i början av 1980-talet till 115 µg/l, en blygsam minskning.

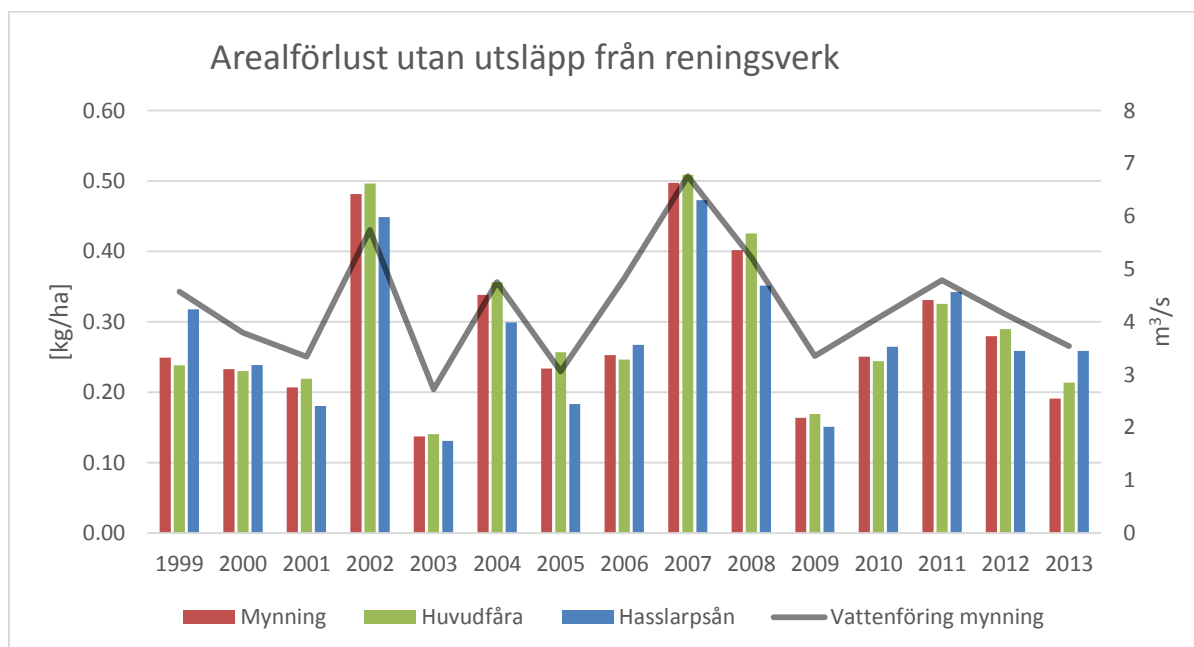
Arealförlust

Genom att dividera årstransporten med arean för avrinningsområdet kan man få arealförlusten för området. Arean för delavrinningsområdena är hämtade från SMHIs VattenWebb. Figur 5.6 visar arealförlusten av fosfor för delavrinningsområdena huvudfåran och Hasslarpsån samt för avrinningsområdet för hela Vegeån, här benämnt mynning. Figuren visar att arealförlusten av fosfor är lägre för Hasslarpsån än vad den är för huvudfåran. En förklaring är att industrierna och avloppsreningsverken i avrinningsområdet ligger alla inom avrinningsområdet för huvudfåran. Figuren visar även vattenföringen vid mynningen som en indikator. När flödet är högre blir även förlusten av fosfor högre eftersom mer fosfor kan transporteras då flödet är högre.



Figur 5.6. Arealförlusten av fosfor i kg/ha. Figuren beskriver arealförlusten för hela avrinningsområdet samt för delavrinningsområdena huvudfåran och Hasslarpsån. Den grå linjen visar vattenföringen för mynningen.

För att undersöka reningsverkens påverkan på fosforutsläppet räknades utsläppen från kommunernas avloppsreningsverk och industriernas reningsverk bort från den totala arealförlusten, se figur 5.7. Eftersom det inte finns några reningsverk i avrinningsområdet för Hasslarpsån är dessa värden desamma som i figur 5.6. Om man använder värdena för Hasslarpsån (blå stapel) som referenspunkt och jämför värdena för huvudfåran i figur 5.6 och figur 5.7 kan man se en viss sänkning av arealförlusten. Sänkningen är dock liten i jämförelse med totala fosforutsläppet och arealförlusten för hela avrinningsområdet ändras inte nämnvärt.

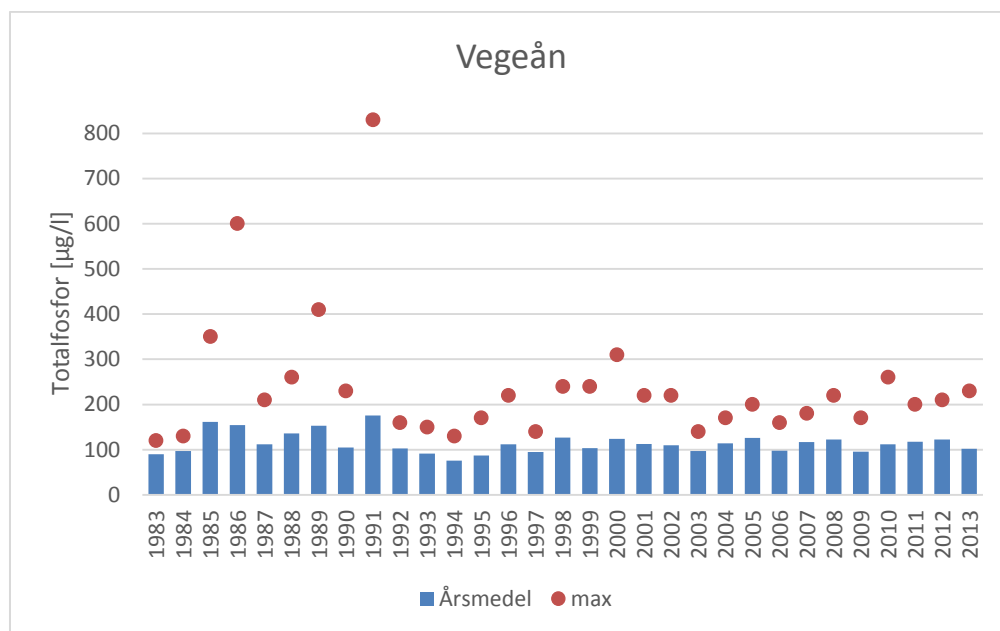


Figur 5.7. Arealförlusten av fosfor i kg/ha med utsläpp från reningsverk borträknat. Figuren beskriver arealförlusten utan utsläpp från reningsverk för hela avrinningsområdet samt för delavrinningsområdena huvudfåran och Hasslarpsån. Den grå linjen visar flöde som en indikator.

Reningsverkens direkta utsläpp av fosfor till Vegeån är en liten del av den totala fosfortransporten men det är även viktigt att komma ihåg att reningsverken ofta släpper ut organiskt material. Utsläpp av organiskt material bidrar till att öka den biologiska aktiviteten i vattendraget och fosfor kan lösas ut ur sedimenten allt eftersom syrehalten sjunker. Reningsverken kan alltså påverka fosforkoncentrationen både indirekt och direkt.

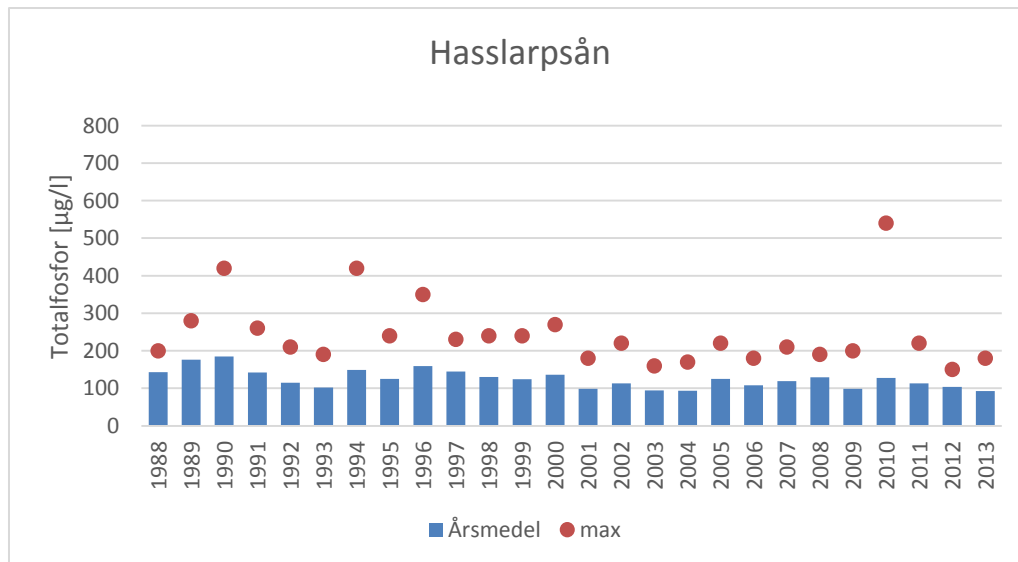
Tidsserier

I figur 5.8 och figur 5.9 redovisas årsmedelvärden och årens högsta värden (max) för fosforkoncentrationen i Vegeån respektive Hasslarpsån. Årsmedel är beräknat som ett medelvärde av de flödesviktade fosforhalter som provtogs en gång i månaden. Maxvärden är beräknade utifrån de högst uppmätta värdet för ett specifikt år från de flödesviktade månadsproverna. Årsmedelvärdena för Vegeån har minskat sedan 80-talet men har de senaste 20 åren varit relativt stabila och pendlat runt 100 µg/l. Figuren visar även att årshögsta halt (max) minskade till i mitten av 90-talet, därefter har maxvärdena inte förändrats.



Figur 5.8. Årsmedelvärden och årens högsta värden (max) för fosforkoncentrationen i Vegeån.

I figur 5.9 som beskriver tidsserien i Hasslarpsån visas en nedåtgående trend av totalfosforhalten. Maxvärdena har minskat kontinuerligt sedan 1990-talet fram till idag med undantag av 2010 då värdet för fosforkoncentrationen var onormalt högt.

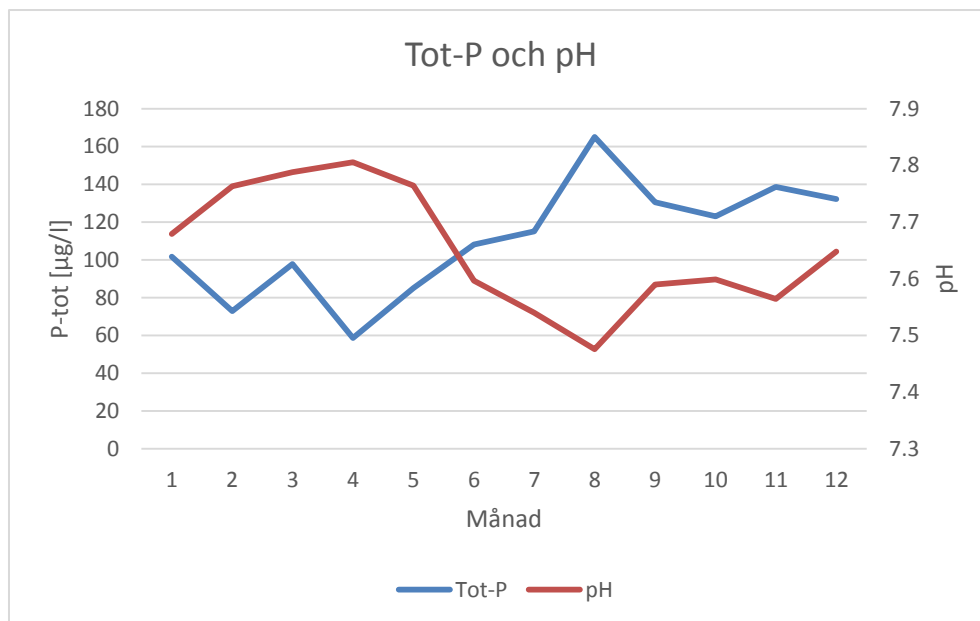


Figur 5.9. Årsmedelvärden och årens högsta värden (max) för fosforkoncentrationen i Hasslarpsån.

Figur 5.8 och figur 5.9 bekräftar även den teorin om att fosforhalten i Vegeån inte minskat nämnvärt sedan mätningarnas start. Däremot visar figurerna att maxvärdena har minskat både för Hasslarpsån och för Vegeån. Detta kan vara ett tecken på att våtmarker och andra fördröjande åtgärder fungerar. Om vattnet stoppas upp och hålls kvar i våtmarker, skyddszoner och öppna dagvattensystem minskar de höga toppflöden som ofta sker vid intensiva regnfall. På så vis hinner en del av fosfor att sedimentera eller tas upp av växter och maxvärdena minskar i storlek.

Fosforkemi

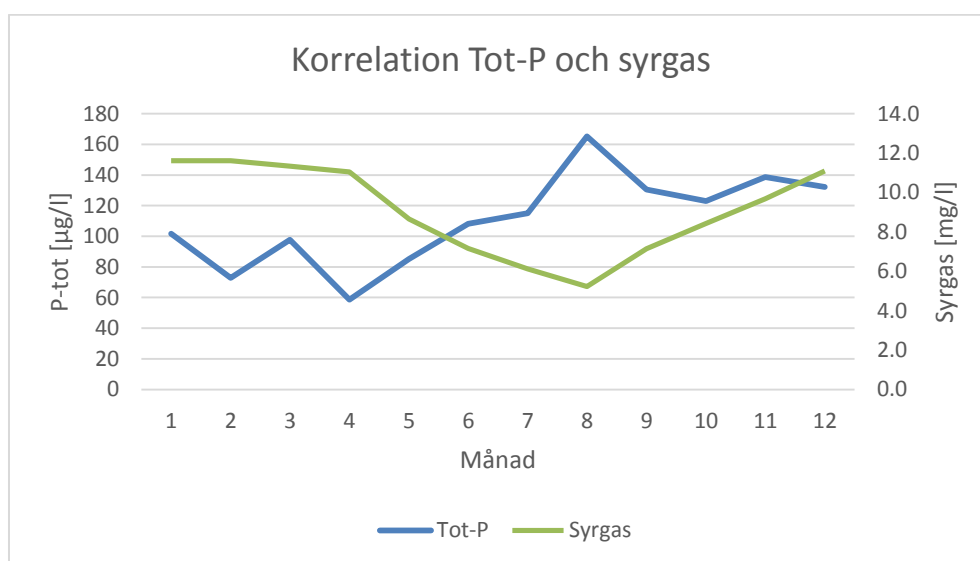
De två följande figurerna beskriver totala fosforhalten, pH och syrehalten i vattnet. Data för pH, syre och fosforhalten är hämtade från SRK Data och det varierar mellan fyra och fem mätvärde per månad som sedan har räknats ihop till ett månadsmedelvärde för respektive år för åren 2006-2013. Figur 5.10 visar totala fosforhalten och pH för Vegeåns mynning. Som beskrivits tidigare är som mest fosfor löst i vattnet vid pH 5-7. Då pH är över 7 bildar fosfor komplex med kalcium och fosforhalten i vattnet sjunker. Detta syns tydligt i figuren, i början av året är pH högre och fosforhalten sjunker. Under sommaren sjunker pH samtidigt som fosforhalten stiger och når sitt max i augusti då pH är som lägst.



Figur 5.10. Totala fosforhalten i µg/l (blå linje) och pH (röd linje) månadsvis för Vegeåns mynning.

Observera att pH-nivåerna inte varierar över månaderna enligt teorin. Som beskrivits tidigare borde pH öka under sommaren då konsumtionen av koldioxid ökar när primärproduktionen ökar och då lösligheten av koldioxid minskar i och med temperaturhöjning i vattnet. Enligt figuren är inte fallet så i Vegeån. pH-nivån stiger fram till april månad och sjunker sedan drastiskt och är som lägst i augusti. Se vidare analys i avsnitt "pH".

Figur 5.11 visar totalfosforhalten och syrgashalten i vattnet för Vegeåns mynning. Under senare delen av våren när både vattentemperaturen och den biologiska aktiviteten ökar minskar syrets löslighet i vattnet. Detta leder till att syrehalten sjunker och fosfor släpper från komplexen och löses ut i vattnet, därmed stiger fosforhalten. Eftersom figuren visar ett månadsmedelvärden kan det vara svårt att se korrelationen mellan fosforhalten och syrehalten reaktionen som släpper fosfor från komplexen troligtvis är snabbare än att visa på ett månadsbasis.



Figur 5.11. Totalfosforhalten i µg/l (blå linje) och syrgas (grön linje) månadsvis för Vegeåns mynning.

5.1 Vidare analyser

5.1.1 pH

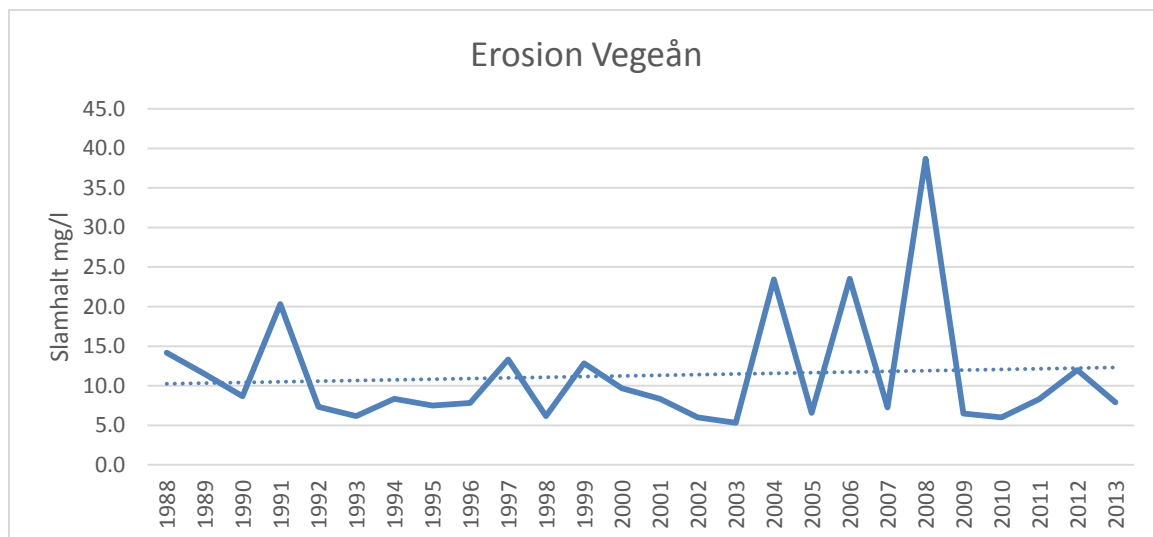
pH borde öka under sommaren men i Vegeån sjunker pH i början på sommaren och är som lägst i augusti. Vidare undersökning visade att denna pH-sänkning inte skedde i början av ån utan uppstod först i mätpunkten uppströms Bjuvs avloppsreningsverk. Detta kan exempelvis bero på grundvattentillförsel eller ökad användning av konstgödsel under sommarmånaderna. Om pH varit högre under sommaren hade inte lika mycket fosfor lösts ut i vattnet utan istället bildat komplex med kalcium. Den totala fosforhalten som transporteras ut till Vegeån hade då blivit lägre under sommarmånaderna.

Tillflödet av grundvatten är inte större under sommaren jämfört med vintern men däremot är flödet i ån lägre under sommaren. Uttaget av grundvatten kan även öka under sommaren vid torra perioder då mer vatten behövs till exempelvis jordbruket. Detta leder till att grundvattnet och ytvattnet i ån får en mindre utspädningseffekt. Om pH då är lägre i grundvattnet jämfört med ån kan detta vara en möjlig förklaring till att pH sjunker i Vegeån under sommarmånaderna. Bo Leander på Sweco Environment AB menar att grundvattnet sannolikt är en av orsakerna till det lägre pH-värdet under sommaren. pH ligger enligt honom strax under 7 för grundvattnet som rinner till Vegeåns avrinningsområde.

En annan möjlig källa skulle kunna vara användning av konstgödsel. Gödselmedel används året runt och även under våren då höstgrödorna och de nysådda vårgrödorna behöver näring. I Sverige används till största del stallgödsel men även konstgödsel eller också kallat mineralgödsel. Mineralgödsel är i många fall försurande och kan ge en pH-sänkning i jorden. Detta i sig har visat sig positivt eftersom jordar med högt pH-värde kräver kraftigare gödsling än jordar med lägre pH-värde. Problemet uppstår då konstgödsel kommer ut i vattendraget antingen genom makroporflödet eller via markavrinning. Detta kan ske vid för hög gödselmängd eller vid kraftigt regn i samband med eller precis efter gödsling (Jordbruksverket 2011). Åtgärder för att komma till rätta med problemet görs idag och övergödslingen har minskat mycket de senaste åren. En grupp som jobbar med kunskapsspridning och ger förslag på åtgärder är Greppa Näringen.

5.1.2 Erosion

En studie har gjorts för att se om ökad erosion kan vara en bidragande faktor till att fosforhalten i Vegeån inte minskar. Fosfor är partikelbundet och följer därför slamhalten i vattnet som är ett mått på mängden partiklar. Figur 5.12 visar årsmedelvärden av slamhalten för mätpunkt 27A som ligger uppströms Bjuvs avloppsreningsverk. Mätningarna är gjorda varannan månad för åren 1988 till 2013 och dessa värden har sedan använts för att beräkna ett årsmedelvärde. Mätningarna är få men med de data som finns så är trenden för slamhalten uppåtgående. I recipientkontrollrapporten för Vegeån år 2011 redovisas medelvärden av slamhalten för perioden 1988-2011 för 5 olika mätpunkter i ån (24A, 24B, 25A, 27A och 27B). De visade att slamhalterna i Vegeån är höga till mycket höga enligt Naturvårdsverket Allmänna råd 90:4.



Figur 5.12. Årsmedelvärde av slamhalten i mg/l uppströms Bjuvs avloppsreningsverk i Vegeån.

De höga slamhalterna inom Vegeåns avrinningsområde beror till stor del på kraftig erosion i samband med nederbörd och höga flöden i kombination med erosionskänslig markanvändning. Nederbörden och antal intensiva regn i Vegeåns avrinningsområde har ökat sedan provtagningarna startade och har redovisats i tidigare kapitel. Erosion kan även ske som inre erosion, erosion av sediment i åbotten och bankar.

Två tredjedelar av avrinningsområdet består av åkermark. Det kan vara intressant att undersöka hur koncentrationen av fosfor i åkermarken har förändrats genom åren då en stor del av erosionen kan ske på åkermarken. Naturvårdsverket har i deras rapport "Tillståndet i svensk åkermark och gröda" redovisat resultatet i miljöövervakningsprogrammet "Yttäckande riskkartering av åkermark". Två provomgångar har gjorts, ett för åren 1994-1995 och det andra för åren 2001-2007. Provpunkterna för de olika provomgångarna skiljer sig åt och i andra omgången användes färre provplatser. Fosforgödslingen i Sverige har mer eller mindre minskat kontinuerligt sedan i början av 1990-talet, detta har dock inte lett till någon nämnvärd minskning av matjordens fosforvärden mellan de två provomgångarna. Det kan tolkas som en balans mellan tillförsel via gödsling och bortförsel via grödorna uppnåddes i tidsperioden mellan de två provomgångarna. Detsamma gäller för Vegeåns avrinningsområde. Siffrorna i tabell 5.1 visar innehållet av saltsyralöslig fosfor (P-HCL) och ammoniumlaktat-acetatlöslig fosfor (P-AL) i matjorden (0-20 cm) i Vegeåns avrinningsområde. Analysen visar att innehållet av P-AL och P-HCL har minskat i matjorden i Vegeåns avrinningsområde, till en viss del. P-AL är en lättlöslig fraktion av fosfor och tros ha minskat på grund av minskad gödsling medan P-HCL är mer bundet och därför fungerar som ett förråd av fosfor i matjorden. Naturvårdsverket påpekar i sin rapport att man ska vara försiktig med att visa trender och dra långtgående slutsatser om de undersökta markegenskaperna. Detta beror på att många av de variabler som ingår förändras långsamt och att ett 10-årsperspektiv inte är tillräckligt lång tid för denna sorts miljöövervakning (Naturvårdsverket 2010).

Tabell 5.1. Innehållet av saltsyralöslig fosfor (P-HCL) och ammoniumlaktat-acetatlöslig fosfor (P-AL) i matjorden i avrinningsområdet för Vegeån. Enhet mg/100g lufttorr prov. Data är hämtad från www.jordbruksmark.slu.se

	P-HCL		P-AL	
Omdrev	1	2	1	2
Antal obs.	35	21	35	21
Medel	87.68	63.69	16.19	10.09

Från den gjorda analysen kan en slutsats dras att erosionen sannolikt är med och bidrar till fosfortransporten i Vegeån. Även om fosforhalten i matjorden har en nedåtgående trend för Vegeån så visar den övergripande trenden för Sverige att halterna inte minskat nämnvärt. På grund av osäkerheten för delavrinningsområde så dras slutsatsen utifrån det övergripande läget i Sverige. Detta i kombination med att erosionen ökat resulterar i att fler jordpartiklar med fosfor troligen transporteras i ån. Åtgärder för att minska erosionen kan vara att anlägga kantzoner som tar upp mycket av fosfor via markavrinningen från åkermarken. I ån kan bankar förstärkas och sedimentationsdammar och andra sedimentationsfällor implementeras. Det sediment som samlas i fällorna kan sedan samlas upp och läggas tillbaka på åkermarken och på så sätt sluta systemet.

5.1.3 Markavrinning

Markavrinning ökar fosforhalterna i Vegeån genom att transportera fosfor till vattendraget från exempelvis vägar och urbana områden men även från åkermark och skog. För att kunna uppskatta hur stor markavrinningen är så måste den dominerande markanvändningen tas fram. Information har hämtats från SMHIs vattenwebb och visar andelen åkermark, skogsmark, sjö-andel, urbana områden samt övrig mark. Under övrig mark ingår områden såsom naturlig gräsmark, stränder och sparsam vegetation. Urbana områden har i sin tur delats upp i 4 underkategorier; tätort, industriområde, landsväg och motorväg. De tre sistnämnda har mätts upp genom ett mätverktyg på eniro.se och sedan räknats bort från den totala arean för urbana områden. På så vis har arean för tätort då kunnat uppskattas. Från SMHIs vattenwebb har även årsmedelnederbörden hämtats och satts till 800 mm/år.

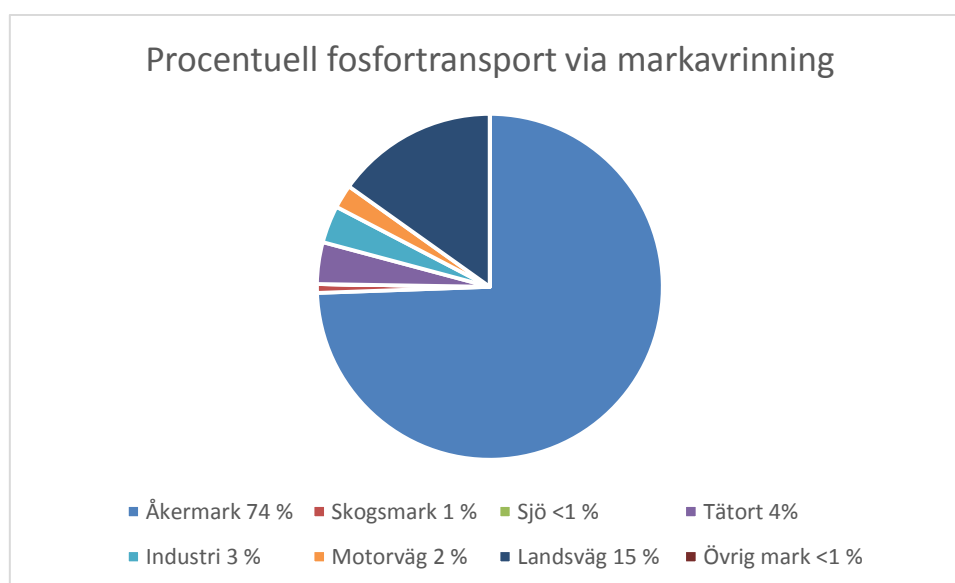
Vid beräkningar för att få fram markavrinningen och fosfortransporten från de olika ytorna har modellen StormTac (www.stormtac.com) använts. StormTac är en modell som använts rutinmässigt i mer än tio år för beräkningar av dagvattenflöden, ämnestransporter, recipientbedömningar och dimensioneringar av olika typer vattenreningsanläggningar. Modellen bygger på en gedigen databas med schablonvärden över typiska fysikaliska och kemiska parametrar i vattenflöden från olika typer av markanvändningsområden. Tillsammans med välkända hydrotekniska ekvationer ger detta en robust modell som producerar lättolkade resultat för olika typer av beslutsunderlag och dimensioneringar.

Tabell 5.2 visar fosfortransport och utgående flöde för de dominerande markanvändningarna i Vegeån. Den totala fosfortransporten från markavrinning är närmare 19.5 ton per år. Den uträknade fosfortransporten från uppmätta värden vid mynningen är 16 ton per år. Skillnaden beror troligen på att en del av den fosfor som kommer från markavrinning kan sedimentera i dagvattendammar, våtmarker och sedimentationsfällor, renas bort i reningsverk eller tas upp av växter.

Tabell 5.2. Flöde, fosfortransport och procentuell fosfortransport från markavrinning för de dominerande markanvändningarna i Vegeåns avrinningsområde.

Markanvändning	Areal (ha)	Flöde (l/s)	Fosfortransport (kg/år)	Procentuell fosfortransport (%)
Åkermark	31665	2089	14500	75
Skogsmark	11505	146	160	1
Sjö	15	0	0	0
Tätort	1901	121	760	4
Industri	470	72	680	3
Motorväg	320	69	430	2
Landsväg	2932	632	2950	15
Övrig mark	5	0	0	0
Total	48813	3128	19480	100

Figur 5.13 visar den procentuella fosfortransporten från markavrinning. Åkermarken står för tre fjärdedelar av fosfortransporten medan urbana ytor står för en fjärdedel. Övervägande delen fosfor från markavrinning kommer alltså från åkermarken och beror till stor del på att åkermarken tar upp nästan 70 % av avrinningsområdets area. Industri, motorväg och landsväg ger alla ifrån sig mer fosfor än åkermarken om man ser till arealförlust (fosfortransport/area) men eftersom deras ytor är så pass mycket mindre får det inte en lika stor effekt på den totala fosfortransporten.



Figur 5.13. Fosfortransport via markavrinning från de dominerande markanvändningarna i Vegeåns avrinningsområde.

Framtidsutsikt

Urbana ytor ökar i dagens samhälle allteftersom vägar, tätorter och städer byggs ut. Som nämnts tidigare så har ytorna ökat från någonstans runt 7 % av avrinningsområdet i början på 90-talet till nästan 12 % idag. För att undersöka hur fosfortransporten förändras med ökningen av urbana ytor görs en undersökning om hur framtiden skulle kunna se ut om 10-20 år. I undersökningen tas 5 % av ytan för åkermarken och läggs till urbana ytor. De tillkomna 5 % delas ut på landsvägar, motorvägar,

tätort och industri med störst ökning på de två sistnämnda eftersom vägnätet i området redan är väletablerat. Resultatet visar att fosfortransporten från markavrinning ökade från 19.5 ton per år till 19.9 ton per år. Detta visar att fosfortransporten via markavrinning från urbana ytor är större än från åkermarken och beror på markavrinningskoefficienten som är väldigt hög för urbana ytor. Detta betyder att en väldigt liten del av dagvattnet infiltrerar och den största delen leds ut rakt ut i vattendraget. Den totala ändringen är dock liten om man ser till den totala fosfortransporten från markavrinning. Detta visar att trots en ökning av andelen urbana ytor så är effekten på fosfortransporten liten och åkermarken står för den procentuellt största fosfortransporten från markavrinning i avrinningsområdet.

6 Slutsats

Ett av syftena med denna utredande rapport var att ta reda på varför koncentration och transporten av fosfor i Vegeån inte är vikande utan till och med antas vara svagt ökande medan koncentrationen av kväve har varit tydligt minskande. Den tydliga minskningen av kväve kan exempelvis bero på att atmosfärsdepositionen av kväve har minskat tydligt de senaste åren och att de våtmarker som anlagts har varit designade för kvävereduktion. Resultatet från analysen av den långsiktiga trenden för fosfortransport i Vegeån visar att den är vikande om än minimalt men inte ökande som frågeställningen i syftet antydde. I ett kortare perspektiv, 15 år tillbaka så ser trenden ökande ut. Detta kan bero på att ju kortare tidsperiod som används desto större inflytande har avvikande värden. Trots den blygsamma minskningen av den långtgående trenden kan det ändå ses som att Vegeån är på väg i rätt riktning, mot en minskande fosfortransport. En annan positiv aspekt är att årshögsta halter av fosfor från Vegeån inte är lika extrema som för 15-20 år sedan vilket kan tyda på att åtgärder såsom kantzoner, fördröjningsmagasin och våtmarker fungerar och fördröjer och minskar höga flöden.

En annan aspekt som har studerats är fosfortransporten från delavrinningsområdet Hasslarpsån jämfört med huvudfåran. I analysen visades att huvudfåran har en högre fosfortransport per arealenhet. Det går inte att dra direkta slutsatser från detta då denna skillnad kan bero på en rad olika faktorer såsom tillförsel av fosfor från diffusa källor och punktkällor. Ett försök gjordes ändå för att se vad som hände om utsläpp från reningsverk och industrier räknades bort från den totala arealförlusten. Resultatet visade att arealförlusterna från Hasslarpsån och Vegeån då är mer likvärdiga.

Analysen bestod även av en jämförelse av de olika bidragen av fosfor och en kvantifiering av fosforkällorna i området. Bidraget från punktkällor såsom utsläpp från avloppsreningsverk och industrier visade sig vara litet i förhållande till den totala fosfortransporten. Bidraget från enskilda avlopp har inte kvantifierats i rapporten men anses enligt SMED att vara ungefär lika stor som bidraget från avlopp, runt 5 %. Markavrinning från urbana områden, åkermark och från skogsmark har kunnat uppskattas i analysen. Den visar att den största delen av fosfortransporten via markavrinning kommer från åkermarken (75 %) och en viss del från urbana områden (24 %) där vägar, industriområden och tätorter ingår. De andra fosforkällorna såsom skog och övrig mark hade inga signifikanta bidrag.

En annan fråga som ställdes är varför fosfornivåerna inte minskar mer än vad de gör idag. Om analysen stämmer och åkermarken står för den större delen av tillförseln av fosfor till Vegeån så borde de åtgärder man utfört ha resulterat i en tydligare minskning av fosfornivåerna i ån. Trots att våtmarker har anlagts och fosforgödslingen har minskat kraftigt sedan 1970-talet har det länge funnits en mättnad av fosfor i marken. Vid erosion frigörs markpartiklar, från markavrinning, bankar och sediment, med fosfor bundet till sig och kan på så sätt öka fosfornivåerna i vattendraget. Analysen visade att erosionen i sig har ökat samtidigt som fosforinnehållet i matjorden inte minskat nämnvärt. Det fortsatta läckaget av fosfor beror troligtvis på en fortsatt fosformättnad i marken trots att man tillför betydligt mindre fosfor via gödsel än tidigare. Processen för minskning av fosfor i marken är mycket långsam och en ökad erosion leder till en högre fosfortransport. Det är möjligt att en tydligare förändring först kommer att ses om ett tiotal år då en större del fosfor förvunnit genom erosion och fosfornivåerna i matjorden minskat. En annan förklaring till den blygsamma minskningen av fosfornivåerna i ån skulle kunna vara den ökade transporten som sker under sommaren som tros

bero på att fosfor släpper från sedimenten vid pH-sänkningen i ån. Analysen visar att fosforhalten och pH följer varandra och graferna för de ingående parametrar är nästintill spegelbilder av varandra. Minskningen av pH beror sannolikt på en mindre utspädning av tillflödande grundvatten under sommaren då flödet i ån är lägre. Framtida analyser kan vara att vidare undersöka pH i ån och möjliga förklaringar till sänkningen under sommarmånaderna.

Vid användning av data vid analys finns alltid en viss osäkerhet. De data som använts i denna analys är insamlade och sammanställda av utbildad provtagningspersonal och av ackrediterade laboratorier. Däremot påverkar alltid den mänskliga faktorn och kan påverka enskilda provtagningar. Värdena som använts för flödet är beräknade genom en hydrologisk modell som även den kan ge en avvikelse från faktiska värden. Den glesa provtagningsfrekvensen för en del prover kan ha en stor betydelse då koncentrationen av fosfor är flödesberoende och flödet i ån kan variera kraftigt under en kort tidsperiod. Däremot talar den långa dataserien på över 30 år för att trender fortfarande kan läsas av med en viss säkerhet.

Den övergripande slutsatsen som kan dras av de utförda analyserna är att det största bidraget av fosfor till Vegeån är från läckage och markavrinning från åkermarken. Detta stämmer väl överens med tidigare undersökningar från till exempel SMED som uppskattar att den totala belastningen av fosfor från åkermarken är 78 %. Ett bidrag som enligt analysen har ökat och som troligtvis har en större betydelse är erosionen i området.

En ytterligare uppskattning av transporten av eroderat material i ån tillsammans med sedimentanalys i anlagda våtmarker kan ge en tydligare bild över sedimenttransporten i Vegeån för att se om erosionen i ån har ökat. Förslag på andra fortsatta åtgärder är att försöka kvantifiera fosforförlusterna från åkermarken ytterligare och visa hur stor del av fosfor som kommer från dräneringsrör respektive via markavrinning. Om ursprunget närmare kan definieras kan lämpliga lösningar skapas för enskilda områden. En åkermark som läcker mycket fosfor via dräneringsrör kan anlägga våtmarker i anslutning till rören för att på så sätt fånga upp mycket fosfor och sediment. En åkermark som till största del läcker fosfor via markavrinning kan vinna på att anlägga bredare kantzoner och förhindra markavrinning. Detta är endast tankar och förslag och åtgärder för respektive område borde utredas närmare men rymmer inte inom ramen för detta examensarbete.

7 Referenser

- Alcontrol Laboratories (2012). *Vegeån 2011 – Vegeåns Vattendragsförbund*. Alcontrol AB.
- Bergström, L., Linder, J. & Andersson, R. (2008). *Fosforförluster från jordbruksmark: vad kan vi göra för att minska problemet*. Jönköping. Jordbruksverket i samarbete med SLU. JO08:27.
- Broberg, O. & Persson, G. (1985). *Nutrient concentrations in the acidified Lake Gårdsjön: The role of transport and retention of phosphorous and nitrogen and DOC in watershed and lake*. Ecol. Bull. 37: 158-175.
- Ekologgruppen (2013). *Vegeån - Vattenkontroll 2012*. Landskrona. Ekologgruppen i Landskrona AB.
- Fredriksson, C. & Lidemyr, G. (2011). *Metod för lokalisering och prioritering av våtmarker för kväve- och fosforretention: En studie av Vegeåns avrinningsområde*. Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära, LTH. TVVR-11/5001. ISSN-1101-9824.
- Fölster, J. & Ulén, B. (2006). *Kväve- och fosfortrender i större jordbruksåar*. SLU, Fakta Jordbruk nr 8, 2006.
- Förlin, L. (2007). *Vegeån 2007 – En preliminär statusklassning enligt EU:s ramdirektiv för vatten samt en identifiering av möjliga områden för reduktion av kväve och fosfor*. Lunds Tekniska Högskola.
- Gosselink J. G., & Mitsch W. J (2007). *Wetlands*. New Jersey: John Wiley & Sons inc.
- Greppa näringen (2010). *Näring på åkern*. Hämtad 15 maj 2014 från <http://www.greppa.nu/uppslagsboken/naringpaakern.4.1c0ae76117773233f780005026.html>
- Greppa näringen (2012). *Näring i omvärlden*. Hämtad 15 maj 2014 från <http://www.greppa.nu/uppslagsboken/naringiomvarlden.4.1c0ae76117773233f780004220.html>
- Hantush, M., Kalin, L., Isik, S. & Yucekaya, A. (2013). *Nutrient Dynamics in Flooded Wetlands. I: Model Development*. Journal of Hydrological Engineering 2013.18:1709-1723
- Helsingborgs stad (2007). *Dagvattenpolicy för Helsingborgs stad*. Hämtad 19 maj 2014 från http://www.helsingborg.se/ImageVaultFiles/id_731/cf_2/Dagvattenpolicy_2007.pdf
- Hushållningssällskapet (2009). *Våtmarkssediment – resurs eller risk för samhället*. HS Skaraborg rapport nr 2/09.
- Jordbruksverket (2004). *Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet - Kriterier för rening av växtnäring med beaktande av biologisk mångfald och kulturmiljö*. Rapport 2004:2
- Jordbruksverket (2011). *Riktlinjer för gödsling och kalkning 2012*. Jordbruksinformation 21 – 2011.
- Lindström, J. & Ulén, B. (2003). *Effekt av kalk i täckdikesåterfyllningen på fosforförluster från jordbruksmark*. Avdelningen för hydroteknik, Sveriges lantbruksuniversitet. Slutrapport till Jordbruksverket.
- Länsstyrelsen i Skåne län (2008). *Inventering av Natura 2000-områden i Skålderviken: Jonstorp-Vegeåns mynning och Ängelholms kronopark*. Länsstyrelserapport 2008:59.

Länsstyrelsen i Skåne län (2009). *PlanPM Dagvatten*. Länsstyrelserapport 2008:24.

Länsstyrelsen (2010). *Transporter av fosfor och kväve från skånska vattendrag - tillstånd och trender till och med 2008*. Länsstyrelserapport 2010:11

Naturvårdsverket (1997). *Förluster av fosfor från jordbruksmark*. Rapport 4731.

Naturvårdsverket (2005). *Fosforförluster från mark till vatten: Identifikation av kritiska källor och möjliga åtgärder*. Rapport 5507.

Naturvårdsverket (2009). *Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan: Förslag till nationell åtgärdsplan. Havs och vattenmyndigheten*. Rapport 5985. ISSN 978-91-620-5985-9.

Naturvårdsverket (2010). *Tillståndet i svensk åkermark och gröda, data från 2001-2007*. Rapport 6349.

Naturvårdsverket (2012). *De svenska miljömålen: en introduktion*. Hämtad 19 februari 2014 från www.naturvardsverket.se

SCB (2008). *Statistik för avrinningsområden 2005*. Hämtad 19 februari 2014 från <http://www.scb.se/MI0206>

SGU (2014). *Klimatförändringar – så påverkar de mark och grundvatten*. Hämtad 1 juni 2014 från <http://www.sgu.se/samhallsplanering/fysisk-planering/grundvatten-i-planeringen/klimatforandringar-sa-paverkar-de-mark-och-grundvatten/>

SLU (2012). *Samordnad recipientkontroll (SRK)*. Hämtad 30 juni 2014 från <http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/datavardskap/srk/>

SLU (2014). *SRK Data – Vegeån Vattendrag*. Hämtad 20 februari 2014 från [http://info1.ma.slu.se/max/www_max.acgi\\$Project?ID=Intro&pID=115](http://info1.ma.slu.se/max/www_max.acgi$Project?ID=Intro&pID=115)

SMED (2011). *Teknikenkät – enskilda avlopp 2009*. SMED Rapport nr 44-2011.

SMHI (2012). *Havets försurning - Bakgrund*. Hämtad 11 maj 2014 från <http://www.smhi.se/havetsforsurning/Bakgrund>

SMHI (2013a). *Klimatindikator – extrem nederbörd*. Hämtad 30 mars 2014 från <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimatindikator-extrem-nederbord-1.29819>

SMHI (2013b). *Klimatindikator – Temperatur*. Hämtad 30 mars 2014 från <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/klimatindikator-temperatur-1.2430>

SMHI (2013c). *Meteorologiska observationer*. Hämtad 30 juni 2014 från <http://www.smhi.se/klimatdata/Oppna-data/Meteorologiska-data/meteorologiska-observationer-1.34237>

SMHI (2013d). *Flödesstatistik från S-HYPE i VattenWebb*. Hämtad 30 juni 2014 från <http://www.smhi.se/Professionella-tjanster/Professionella-tjanster/Miljo-och-klimat/Vattenmiljo/indata-for-markanvandning-i-vattenwebben-1.26063>

SMHI (2014). *Öppna data – Meteorologiska observationer*. Hämtad 29 juni 2014 från <http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/#>

SMHI VattenWebb (2014). Hämtad 2014-05-13 från <http://vattenwebb.smhi.se/>

Skogsforsk (2014). *Kantzoner mot vatten – nytta och kostnader*. Hämtad 1 juni 2014 från <http://www.skogforsk.se/sv/kunskap/db/2014/Kantzoner-mot-vatten---nytta-och-kostnader/>

Snäll, S. & Ulén, B. 1999. *Biochemistry and weathering in a forest catchment and an arable field in central Sweden*. Acta Agric. Scan. B: Soil and Plant 48: 201-211.

Tjell, D. 1994. *Fosforförluster från åkermark via yterosion och inre erosion*. Seminarier och examensarbeten nr. 23, Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., Oscarsson, H., Arheimer, B., Bergström, S., Eberstein, C., Frykblom, P., Gipperth, L., Hjerpe M., Krantz H., Landin J., Leonardson, L., Lundström, J. O., Lundkvist, E., Löwgren, M., Norrström, A., Wittgren, H. (2002). *Våtmarksboken*. Västervik: AB C O Ekblad & Co

Vegeåns Vattendragsförbund (2014). *Om Vegeåns Vattendragsförbund*. Hämtad 24 februari 2014 från <http://www.vattenorganisationer.se/vege/>

Yara (2014). *Fosfor och fosforgödsling*. Hämtad 30 juni 2014 från http://www.yara.se/crop-nutrition/crops/se-crop-programmes/Phosphorus_and_phosphorus_fertilization/Phosphorus-and-phosphorus-fertilization.aspx