

Skråmträsket

Källfördelningsmodellering av fosfor



Av:
Caroline Orback och Mats Wallin

Skråmträsket

Källfördelningsmodellering av fosfor

Av:
Caroline Orback och Mats Wallin

Institutionen för vatten och miljö, SLU
Box 7050
750 07 Uppsala
<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Omslagsfoto: Elisabeth Berggren

Förord

SLU vattenNAV har på uppdrag av länsstyrelsen i Västerbottens län modellerat fosforbelastningen på Skråmträskets avrinningsområde i Skellefteå kommun. Projektet har finansierats av Vattenmyndigheten för Bottenvikens vattendistrikt. Skråmträsket med tillhörande avrinningsområde har av vattenmyndigheten utsetts som pilotprojekt för åtgärdsplaneringen för övergödda sjöar i distriktet. Vattenmyndighetens målsättning är att ta fram ett underlag som ska kunna användas till att utarbeta en generell arbetsmodell som omfattar kompletterande provtagning, källfördelningsanalys och underlag till åtgärdsplanering för övergödda sjöar i distriktet. Källfördelningsmodellen FyrisNP har satts upp i syfte att kvantifiera olika källors bidrag till fosforbelastningen på sjön Skråmträsket. Den färdigkalibrerade modellen, underlagsdata och denna rapport levereras till uppdragsgivaren som verktyg för fortsatt uppdatering och simulering av åtgärdsscenarioer.

Huvudansvarig för modelleringsarbete och rapportskrivande har varit Caroline Orback. Mats Wallin har varit projektledare. Båda på institutionen för vatten och miljö vid SLU. Kompletterande provtagning och sammanställning av lokala data har utförts av Elisabeth Berggren och Bo-Göran Persson på Skellefteå kommun. Sedimentanalyserna har utförts på Erkenlaboratoriet, Uppsala universitet med Emil Rydin som ansvarig. Ansvarig för projektets administration har varit Mats Johansson vid Beredningssekretariatet vid Länsstyrelsen i Västerbottens län.

Uppsala, januari 2012

Innehåll

FÖRORD	4
INNEHÅLL	5
SAMMANFATTNING	7
INLEDNING	9
Bakgrund	9
Syfte	9
Leverabler	9
OMRÅDET	11
PROVTAGNINGAR	13
Vattenkemi	13
Sedimentkemi	14
Provtagning och analys	14
Internbelastning	15
Mobil fosfor	15
INDATA TILL MODELLERING	18
Upplösning i tid och rum	18
Markanvändning och vattendrag	18
Läckagehalter för jordbruksmark	19
Typhalter övrig mark	20
Atmosfärsdeposition	21
Enskilda avlopp	21
Vattenkemi	23
Temperatur	24
Vattenföring	24
KÄLLFÖRDELNINGSMODELLERING	25
Modellkalibrering	25
Källfördelning	28
Källfördelning av bruttobelastning	28
Retention	30
Transport och källfördelning för sjön Skråmträsket	30

Scenarier	32
Jämförelse av olika modellkörningar	32
Bakgrundsbelastning	32
Internbelastning	34
Alla underkända enskilda avlopp åtgärdade	36
Kurs	36
SLUTSATSER	37
Källfördelning	37
Internbelastning	37
Förbättringar av indata	38
Fortsatta förbättringar av indata	39
Mest effektiva åtgärder	39
Lärdomar till kommande källfördelningsprojekt	40
REFERENSER	41
BILAGA 1	43
Lathund för datainsamling till FyrisNP	43
BILAGA 2	47
Förbättrad indata för jordbruksmark	47
Jordart	47
Markfosfor	48
Lutning	49
Jordbruksgrödor	50
BILAGA 3	51
Uppskattning av internbelastningens storlek	51

Sammanfattning

Källfördelningsmodellen FyrisNP har satts upp i syfte att kvantifiera olika källors bidrag till fosforbelastningen på sjön Skråmträsket. Tanken är att erfarenheterna av detta projekt ska kunna användas som arbetsmodell i kommande som omfattar kompletterande provtagning, källfördelningsanalys och underlag till åtgärdsplanering för andra övergödda sjöar i Bottenvikens vattendistrikt. Skråmträskets avrinningsområde har delats in i 30 stycken mindre delavrinningsområden och FyrisNP har kalibrerats med mätdata från perioden 2008-2010. För 2010 finns också data från kompletterande vatten- och sedimentkemiska provtagningar.

I ett första steg, eller grundscenario, har FyrisNP satts upp med dataunderlag från Sveriges PLC5-rapportering till HELCOM. Dessa data har i nästa steg kompletterats och förbättrats med mer lokalt anpassade data. Dessa lokala data kommer bland annat från kartering av jordbruksmark, där jordart och fosforinnehåll analyserats, samt från inventering av enskilda avlopp. Fosforläckaget från jordbruksmark blir lägre med lokalt anpassade data jämfört med PLC5-data. Störst minskning erhöles vid de lokala anpassningarna av jordbruksmarkens fosforinnehåll och lutning. Detta visar på vikten att komplettera PLC5-data med lokala data vid källfördelningsmodellering.

Området är svårkalibrerat. Den främsta anledningen till det är troligtvis att området provtagits under för kort tidsperiod, vilket ger få mätvärden att kalibrera modellen mot. För nästan alla delavrinningsområden är dock överensstämmelsen mellan modellerade och uppmätta koncentrationer god. En annan osäkerhet i modelleringen är att det uppmätta flödet ännu inte var tillgängligt och att modellerade flöden fick användas istället. Flödet har stor påverkan på mängden fosfor som transporteras. Däremot påverkar inte flödet källfördelningen i någon större utsträckning.

Enskilda avlopp runt sjön Skråmträsket har inventerats av Skellefteå kommun och klassats som godkända alternativt underkända. Med nya beräkningsschabloner blir belastningen från godkända anläggningar mycket större än med de gamla schablonerna från PLC5. För de underkända anläggningarna erhålls en mindre belastning med de nya schablonerna än med de gamla. Belastningen från enskilda avlopp till sjön Skråmträsket är brutto cirka 50 kg P/år. Att åtgärda alla underkända enskilda avlopp och att anta att de nya anläggningarna har en reningsgrad på 80 % gör att belastningen från enskilda avlopp till sjön Skråmträsket halveras och i källfördelningen minskar deras bidrag från 12 % till 7 %.

Baserat på den första modelluppsättning som gjordes för området (utan internbelastning – se nedan) är bruttobelastningen, till sjön Skråmträsket ca 430 kg/år och nettobelastningen i utloppet ca 410 kg/år beräknat som årsmedelvärden för perioden 2008-2010. Retentionen i Skråmträskets avrinningsområde beräknades till ca

4 %. Det största bidraget till belastningen kommer från jordbruksmark med 55 %. Skogen bidrar med 24 % och utsläpp från enskilda avlopp bidrar med 12 %.

Den största antropogena (mänskliga) belastningen kommer från jordbruksmark där den antropogena delen står för 60-70 % av det totala jordbruksläckaget. All belastning från enskilda avlopp är antropogen och från hyggen antas 22 % av belastningen ha mänskligt ursprung. Det är dessa antropogena delar av belastningen som kan minskas med olika åtgärder. Enligt bakgrundsscenarioet skulle sjön ha en naturlig koncentration på ca 20 µg/l vilket är nästan hälften av vad som uppmäts i sjön idag.

Sediment- och vattenkemiprover från Skråmträskets djuphåla visar att internbelastning förekommer i sjön. Den modellerade fosforretentionen i sjön är förvånansvärt låg, bara 4 %. Det vore mer rimligt om retentionen låg på åtminstone över 20 %. Försök till att grovt uppskatta internbelastningen storlek har gjorts genom antagandet att sjöns naturliga halt är ca 20 µg P/l (beräknat med Vollenweider OECD-ekvation) och att uppmätt medelkoncentration i sjön är 38 µg P/l. För att höja sjöns fosforkoncentration till de uppmätta halterna behövs en fosforkälla på ca 160 kg/år. Modellerat med en källa i denna storleksordning fås att internbelastningen utgör nästan 30 % av belastningen till sjön Skråmträsket. Från sedimenten sker en netto-transport (sedimentation minus internbelastning) på 25 kg P/år. Om det mobila fosforförrådet i sjöns sediment antas vara 5 ton kommer inte förrådet av fosfor att minska nämnvärt inom en överskådlig framtid. Det tar då närmare bestämt 200 år att tömma hela förrådet.

De åtgärder som identifierats ha störst potential att minska fosforbelastningen på Skråmträsket är: a) åtgärda alla undermåliga enskilda avlopp, b) minska ytavrinning av fosfor från erosionsbenägna jordar genom t.ex. konturplöjning eller plöjningsfri odling, anpassade skydds zoner och maximal areal höst- och vintergrön åkermark, c) behovsanpassad gödsling baserat på insamlade fosforprover från jordbruksmark, och d) identifiera och åtgärda punktutsläpp via diken i närområdet (kan t.ex. innebära installation av kalkfilter). Även åtgärder direkt i sjön för att minska internbelastningen bör övervägas. Hit hör t.ex. att utreda och testa metoder för att minska eller immobilisera fosfor i sjöns bottensediment t.ex. genom kemisk fällning av fosfor i sedimentet med aluminiumsalter. Biomanipulering av fiskfaunan kan också övervägas enskilt eller i kombination med kemisk fällning

Den befintliga modelluppsättningen, med sin uppdelning i 30 mindre delavrinningsområden gör det möjligt att i framtiden komplettera med olika data (mätdata, markdata, utsläppsdata, etc.) och jobba med mycket hög geografisk precision i åtgärdsarbetet. När andra övergödda sjöar ska modelleras i Vattendistriktet bör man dock först se över tillgången på kalibreringsdata och möjligheterna att komplettera med lokala högupplösta data. Sannolikt kan en modelluppsättning med bara ett fåtal delområden i många fall vara tillräcklig om datatillgången är begränsad. För det mer högupplösta åtgärdsarbetet kan man sedan komplettera modellresultaten genom att på andra sätt identifiera riskområden för höga fosforförluster.

Inledning

Bakgrund

Vattenmyndigheten för Bottenvikens vattendistrikt har med sin stegvisa arbetsmodell för bedömning av övergödning identifierat omkring 75 misstänkt övergödda sjöar i distriktet. Dessa ska verifieras med mer mätdata och är i många fall föremål för åtgärdsplanering för att god ekologisk status ska kunna uppnås 2021. För att detta ska kunna genomföras behövs en effektiv arbetsmodell för inblandade myndigheter, kommuner, vattenråd m.fl. För detta syfte har Vattenmyndigheten utsett Skråmträsket med tillhörande avrinningsområde till ett pilotprojekt pga återkommande övergödningssproblem som syrgasbrist och algblooming (se figur 1). Målsättningen är att ta fram ett underlag som ska kunna användas till att utarbeta en generell arbetsmodell som omfattar kompletterande provtagning, källfördelningsanalys och underlag till åtgärdsplanering för övergödda sjöar i distriktet.

Syfte

Projektets huvudsyften är:

1. att göra en översyn av tillgängliga vattenkemiska och hydrologiska data samt utforma ett förenklat provtagningsprogram för att komplettera underlaget till en källfördelningsanalys.
2. att utföra en källfördelningsmodellering för Skråmträskets avrinningsområde med FyrisNP-modellen. Syftet är att identifiera och kvantifiera de olika fosforkällornas nettobidrag till belastningen på Skråmträsket.
3. att i källfördelningsanalysen värdera betydelsen av eventuell internbelastning av fosfor från sjösedimenten i Skråmträsket. Ytterligare underlag för denna bedömning är analys av fosforfraktioner från sedimentproppar från Skråmträsket.
4. att baserat på utfallet av källfördelningsanalysen föreslå:
 - a) vilka förbättringar av indata som bör göras för säkrare källfördelningsanalys.
 - b) vilka åtgärder som bör vara mest effektiva för att reducera näringsbelastningen på Skråmträsket. Förslag på potentiella åtgärder för åtgärdsscenarioer tas fram i samarbete med länsstyrelsen, kommunen och vattenmyndigheten.

Leverabler

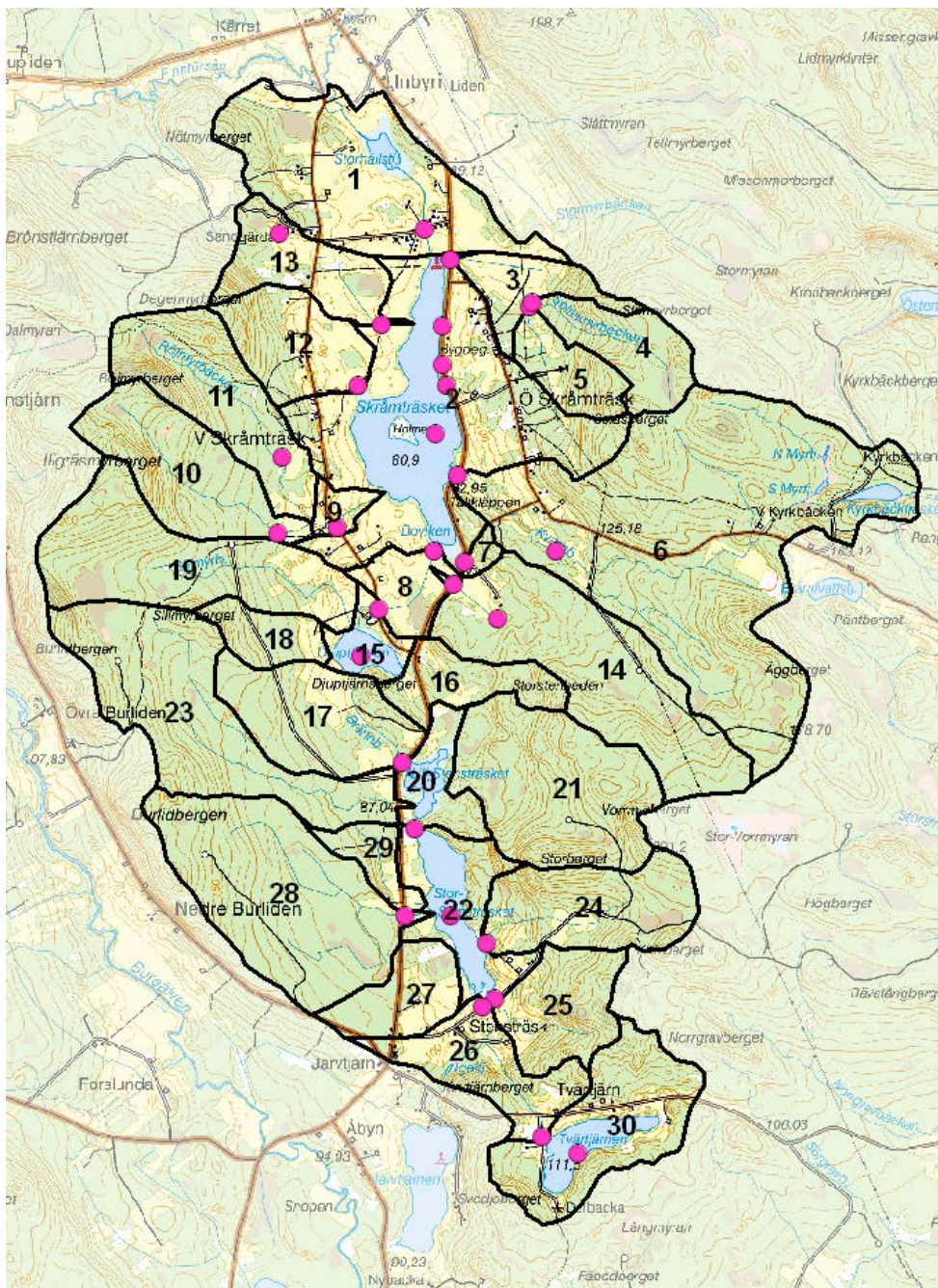
Förutom denna slutrapport så levereras den färdigkalibrerade modellen till uppdragsgivaren som ett redskap för kommande modellförbättringar och analyser av effekten av olika prioriterade åtgärder för att minska näringsbelastningen på Skråmträsket. SLU har också genomfört en uppdragsutbildning i källfördelningsmodellering under hösten 2010 för tjänstemän på länsstyrelserna i Västerbotten och Norrbotten samt Skellefteå och Umeå kommun med syfte att kunna tillämpa metoden även på andra övergödda sjöar inom Vattendistriktet.



Figur 1. Flygbild över Skråmträsket tagen av Skellefteå kommun 2010-08-17 med tydliga spår av pågående algblomning.

Området

Skråmträskets avrinningsområde består av ett pärlband av sjöar och ligger ca 2 mil sydväst om Skellefteå. Jordbruksmark dominerar de flackare områdena kring sjöarna medan den mer höglänta kuperade terrängen domineras av skogsmark (figur 2). Avrinningsområdet är 34,5 km² stort och skogsmark täcker dryga 65 % av området och jordbruksmarken utgör cirka 16 %. Det finns 10-talet aktiva jordbrukare (köttdjur, svinuppfödning, spannmål). Därtill finns två större jordgubbsodlare. Runt sjön Skråmträsket finns en gles bebyggelse med ca 120 hushåll och i hela avrinningsområdet finns ca 200 hushåll. En kommunal skola och förskola är belägen vid sjöns utlopp. Här finns också en allmän badplats i sjön. Avrinningsområdet mynnar i norr till Finnforsån som i sin tur ansluter till Skellefteälven. Den yttre gränsen för hela avrinningsområdet är ungefär samma som i PLC5 (Brandt m.fl., 2008) dvs i enlighet med SMHI:s delavrinningsområdesindelning version SVAR 2006. För att kunna studera området mer i detalj har Skråmträskets avrinningsområde delats in i ytterligare 30 mindre delavrinningsområden. Dessa är betydligt mindre än SMHI:s delavrinningsområden och de vattenförekomster som hanteras i vattenförvaltningen.



Figur 2. Skrämråskets avrinningsområde indelat i 30 delavrinningsområden vilka markeras med svarta linjer och siffror. Platser där vattenkemi provtagits markeras med lila punkter. Områdets utloppspunkt är i avrinningsområdets norra del och numreras som delavrinningsområde 1.

Provtagningar

Skellefteå kommun och Länsstyrelsen i Västerbottens län har sammanställt hittills gjorda arbeten inom Skråmträskets avrinningsområde. Detta underlag omfattar resultat av hittills gjorda vattenkemiska och biologiska undersökningar, karteringar av enskilda avlopp, tillsyn av och rådgivning till jordbruksföretag, m.m. Mot bakgrund av detta underlag har SLU, i samarbete med länsstyrelsen och kommunen, föreslagit kompletterande provtagningar av vattenkemi och sedimentkemi för att möjliggöra kalibrering av källfördelningsmodellen FyrisNP och bedömning av eventuell internbelastning från sedimenten.

Vattenkemi

Provtagning av vattenkemi i och runt Skråmträsket påbörjades 2008. Provtagningsprogrammet kompletterades 2010, efter förslag från SLU, vilket innebar provtagning av alla sjöars in och utlopp samt minst en provtagning i själva sjöarna. Provtogs även i områden med bara skogsmark för att kunna jämföra uppmätta koncentrationer mot läckagehalterna från skog. Samma sak gjordes för jordbruksmark. Under provtagningsperioden 2008 till och med 2010 finns cirka 15 mätningar från provpunkter som ligger i delavrinningsområde 2, 3, 6, 12, 13, 14, 15 och 20 (se figur 2). Från övriga provpunkter finns mellan 3 och 9 mätningar. Provtagningarna pågår även 2011 och 2012, om än i viss reducerad omfattning. En tillfällig vattenståndsstation har satts upp av SMHI i Skråmträskets utlopp. Mätningarna började den 31 oktober 2010 och det är tänkt att mätningarna ska pågå i två år. Under den här perioden planerar SMHI att utföra kompletterande mätningar för att skapa en avbördningskurva. Eftersom en slutgiltig avbördningskurva ännu saknas går det inte till denna källfördelningsmodellering att använda uppmätt vattenflöde.

Sedimentkemi

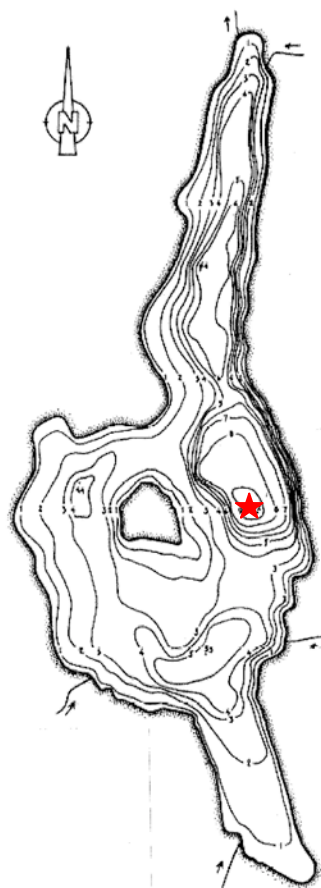
Provtagning och analys

Provtagning av Skråmträskets sediment genomfördes den 11 april 2011 och sjön var vid provtagningstillfället fortfarande islagd. Syftet med sedimentprovtagningen var att genom fosforanalys av sedimentprofilerna kvantifiera potentiellt tillgängligt fosformagasin i sjöarnas sediment samt även i grova mått försöka kvantifiera bidraget av fosfor från sedimentet till vattenmassan, s.k. internbelastning. En 24 centimeter lång sedimentprofil togs i Skråmträskets djuphåla (figur 2) och från profilen valdes 6 stycken centimeterskikt från djupen: 0-1, 1-2, 3-4, 4-5, 9-10 samt 23-24 cm. Proverna förvarades svalt innan de skickades till Erkenlaboratoriet vid Uppsala universitet för analys.

På Erkenlaboratoriet (SWEDAC ackrediterat) analyserades vattenhalt (%), glödgningsförlust (%) och totalfosforhalt ($\mu\text{g/g TS}$). Vidare extraherades genom fosforfraktionering följande 5 fosforformer: $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ (löst bunden fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), HCl-P (kalciumbunden fosfor), och NaOH org-P (organiskt bunden fosfor). Rest-P (residualfosfor) består huvudsakligen av inerta organiska fosforformer och beräknas genom att subtrahera de extraherade fosforfraktionerna från sedimentens totala innehåll av fosfor (Rydin, 2005).

Fosforinnehållet i sedimenten kan delas upp i två grupper: mobil och inert fosfor. Mobil fosfor är den fosfor som med tiden har potential att frigöras från sedimenten. Den återfinns som löst bunden, järnbunden samt organiskt bunden fosfor. En mindre andel av dessa mobila former finns kvar i djupare sedimentlager som omsätts på längre sikt och antas därför utgöra en bakgrundshalt. Inert fosfor är inte nedbrytbar och förblir kvar i sedimenten. Detta gör att inert fosfor ofta återfinns i konstanta koncentrationer genom hela sedimentprofilen. Inert fosfor utgörs av aluminiumbunden och kalciumbunden fosfor. Via vattenhalt och glödgningsförlust beräknas sedimentdensiteten enligt Håkanson och Jansson (1983).

Halten mobil fosfor i sedimentprofilen beräknades enligt följande steg: För de skikt som inte analyserats, linjärinterpolerades värden utifrån de analyserade skikten.



Figur 3. Djupkarta för sjön Skråmträsket. Sedimentprovet är taget i sjöns djuphåla, markerat med stjärna. Kartan är beskuren.

Fraktionernas bakgrundshalter subtraheras sedan från den uppmätta halten. Detta gjordes för varje centimeterskikt. Fosforhalten i profilen beräknades via densitet från ”µg/g TS” till ”g/m²”. Därefter summerades värdena för varje mobil fraktion för att sedan summeras till en halt för hela profilen. Den totala mängden mobil fosfor som finns i hela sjön beräknades genom att den beräknade halten (g/m²) multiplicerades med arealen ackumulationsbotten.

Andelen ackumulationsbotten i Skråmträsket har enligt nedanstående formel (Håkanson, 1982) beräknats till 91 %. Enligt information från djupkartan över Skråmträsket är sjöns area 1 km² och medeldjupet 3,2 meter (tabell 1).

$$a_{E+T}=100-a_A = 25 * (\sqrt{a/D}) * 41^{0.061 * D/\sqrt{a}}$$

där:

a_{E+T} = area erosion- och transportbotten

a_A = area ackumulationsbotten

a = sjöarea (m)

D = medeldjup (m)

Tabell 1. Skråmträskets morfometri, tillflöde samt teoretiska omsättningstid.

	Areal (km ²)	Volym (10 ⁶ m ³)	Medel- djup (m)	Tillflöde (10 ⁶ m ³ /år)	Teoretisk omsättnings- tid (månader)	Andel Ackumulations- botten (%)
Skråmträsket	1	3,2	3,2	9	4,3	91

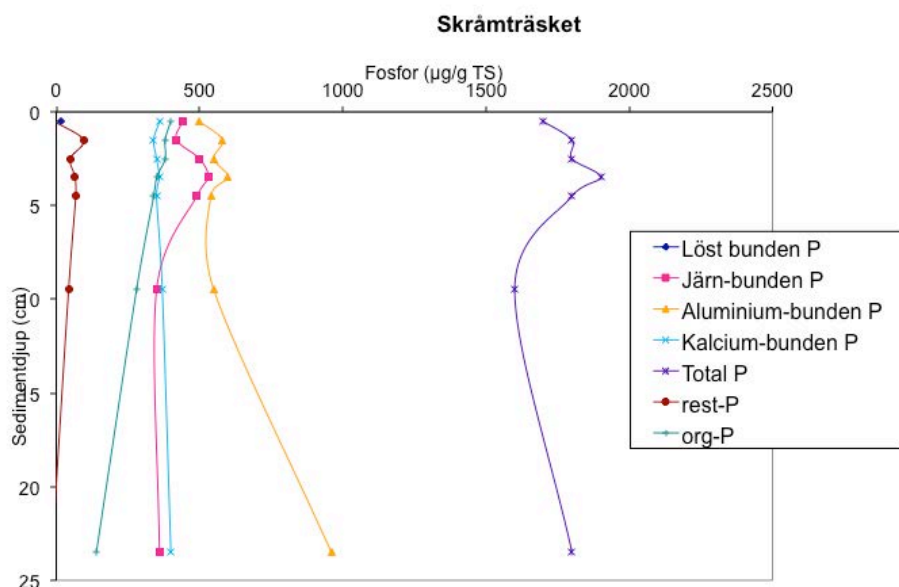
Internbelastning

Internbelastning, det vill säga frigörelse av fosfat från sedimenten till vattenmassan, kan utgöra en betydande fosforkälla för sjöar. Fosfor som lagrats i sedimenten kan under vissa betingelser, t ex vid syrgasbrist läcka ut fosfater vilket leder till förhöjd fosforhalt i vattenmassan. Detta läckage sker i pulser och kan vara svårt att förutse och mäta. Men en ackumulation av fosfor i det bottennära vattnet under sommar och vinter samt en snabb ökning av fosforhalten i vattenmassan vid omblandning under höst och vår indikerar internbelastning. Internbelastning kan medföra att fosforhalten i sjön inte minskar trots att övrig tillförsel av fosfor minskat. Hur lång fördröjning som uppstår på grund av internbelastningen beror bland annat på hur mycket fosfor som finns lagrat samt i vilken form den föreligger.

Mobil fosfor

Resultaten från sedimentfraktioneringen visas i figur 4. I profilen dominerar den aluminiumbundna fraktionen. Vanligen brukar det dock vara den organiska fosforfraktionen som dominerar. Orsaken till att den aluminiumbundna fraktionen dominerar är inte känd. Totalfosforhalten i den översta delen av sedimenten brukar vanligtvis vara betydligt högre än halterna någon centimeter ned i profilen. Detta mönster gäller dock inte den här profilen. En förklaring kan vara att vid provtag-

ningstillfället rådde syrgasfria förhållanden i bottenvattnet (tabell 2). Det resulterade i att framför allt järnbunden fosfor frigjordes från sedimenten och tillfördes vattenmassan, vilket också den mycket höga koncentrationen av fosfatfosfor i bottenvattnet antyder (tabell 2). Halten järnbunden fosfor i det översta sedimentlagret skulle kunna vara mycket högre vid syrerika förhållanden.



Figur 4. Analysresultat för den 24 cm djupa sedimentprofilen som togs i Skråmträsket den 11 april 2011. Diagrammet visar sedimentens totala innehåll av fosfor (Total P) och innehåll av olika P-fraktioner. Resultaten visas som mikrogram fosfor per gram torrsubstans.

Tabell 2. Analysresultat från vattenkemiprovtagningen i Skråmträsktes djuphåla 11 april 2011. Resultat för fosfatfosfor (PO₄-P), totalfosfor (Tot-P) samt syrgas (Syrgas_syresond och Syrgas_Winkler).

Djup från iskant (m)	PO ₄ -P (µg/l)	Tot-P (µg/l)	Syrgas_syresond (mg/l)	Syrgas_winkler (mg/l)
1	10	31	7	
2	12	28	5.2	
3	15	30	2.7	
4	18	37	1.4	
5	22	46	1	0.5
6	25	47	0.8	
7	30	53	0.8	
8	220	250	0.75	
9.5	1400	1300	ej mätt	<0,2

Mobil fosfor finns framför allt i profilens översta 10 centimeter. För järnbunden fosfor återfinns bakgrundshalten på ca 10 centimeters djup. För organiskt bunden fosfor är det däremot svårare att bedöma var bakgrundshalten ligger, då halten klingar av utmed hela profilen. Beräkning av mängden mobil fosfor (tabell 3) görs

utifrån antagandet att bakgrundshalten för både järnbunden och organiskt bunden fosfor återfinns på 10 cm djup samt för organiskt bunden fosfor även att bakgrundshalten återfinns längst ned i profilen. Den totala mängden mobil fosfor i sjön är uppskattningsvis mellan 5 och 10 ton (tabell 3). Om man antar att det är de översta 10 cm av sedimenten som aktivt kan bidra till internbelastningen så är således förrådet av potentiellt tillgänglig fosfor i Skråmträsket ca 5 ton.

Tabell 3. Sedimentprofilens halt (g/m²) av total mobil fosfor och mobila fraktioner samt sjöns totala mängd (ton) mobil fosfor och totalfosfor. De två sistnämnda är beräknade utifrån sjöarea, ackumulationsbotten och sedimentprofilens djup. Halter och mängder har beräknats både för om bakgrundsvärdet för organisk fosfor återfinns på 10 cm djup eller på 24 cm djup.

	Mobil fosfor (g/m ²)	Organisk fosfor (g/m ²)	Järnbunden fosfor (g/m ²)	Löst bunden fosfor (g/m ²)	Mobil fosfor (ton)	Totalfosfor (ton)
Skråmträsket (bakgrund hela profilen)	9	7	2	0.1	8	100
Skråmträsket (bakgrund 10cm)	6	4	2	0.1	5.5	100

Indata till modellering

Upplösning i tid och rum

Information som behövs för att sätta upp indatafiler till FyrisNP för både grundscenario och mer lokalt anpassade scenarier finns sammanställt i dokument ”Lathund för datainsamling till FyrisNP” (bilaga 1). Det enklare och grövre grundscenariot bygger på information som arbetats fram som underlag till Sveriges femte Pollution Load Compilation till HELCOM (PLC5) (Brandt m.fl., 2008). PLC5-data finns tillgängliga på Svenska Miljöemissionsdatas hemsida (SMED, 2011). Den mer lokalt anpassade modelluppsättningen för Skråmträsket bygger på förbättrade indata, framförallt för jordbruksmark, som tagits fram i samarbete med bland annat Skellefteå kommun och LRF. Dessa data ger en bättre beskrivning av områdets lokala förutsättningar.

Skråmträskets avrinningsområde har delats in i 30 stycken mindre delavrinningsområden (figur 2), minst ett för varje vattendrag som provtagits och som är vattenförande under hela året. Indelningen som är väsentligt finare än delavrinningsområdena i PLC5 och vattenförekomsterna inom vattenförvaltningen innebär mycket arbete med insamling och bearbetning av indata.

FyrisNP-modellen sätts normalt upp på månadsbasis men i detta fall har den satts upp på veckobasis för perioden 2008 till och med 2010. Då området är ganska lite passar veckoupplösning bättre. I denna rapport redovisas enbart resultat för fosfor men modellen kan lätt kompletteras och köras även för kväve.

Markanvändning och vattendrag

Avrinningsområdet är 34,5 km² stort och utgörs till 16 % av jordbruksmark, 62 % av skogsmark, 4 % hygge, 13 % öppen mark samt 5 % vattenyta (tabell 4). Markanvändningen har beräknats i GIS från ett raster på 25 x 25 m² stora rutor som skapats från översiktskartan (skala 1:250 000). Denna karta har uppdaterats genom att förnya informationen om arealen jordbruksmark och faktiskt avverkade hyggen.

Arealen jordbruksmark har beräknats från uppgifter ur Jordbruksverkets block- och IAKS-data för år 2009. Arealen skog som avverkats mellan 2000 och 2009 har hämtats från Skogsstyrelsens kartjänst Skogens källa (2011). Vattendragens längd har beräknats från terrängkartan (skala 1:50 000) och vattendragens bredd antas vara 0,5 meter.

Tabell 4. Markanvändning (km² och %) för Skråmträskets avrinningsområde.

	Totalt	Vatten	Skog	Hygge	Jordbruk	Bete	Övrig öppen mark
Area (km ²)	34.49	1.86	21.27	1.37	5.51	0.08	4.36
Area (%)	100	5	62	4	16	0	13

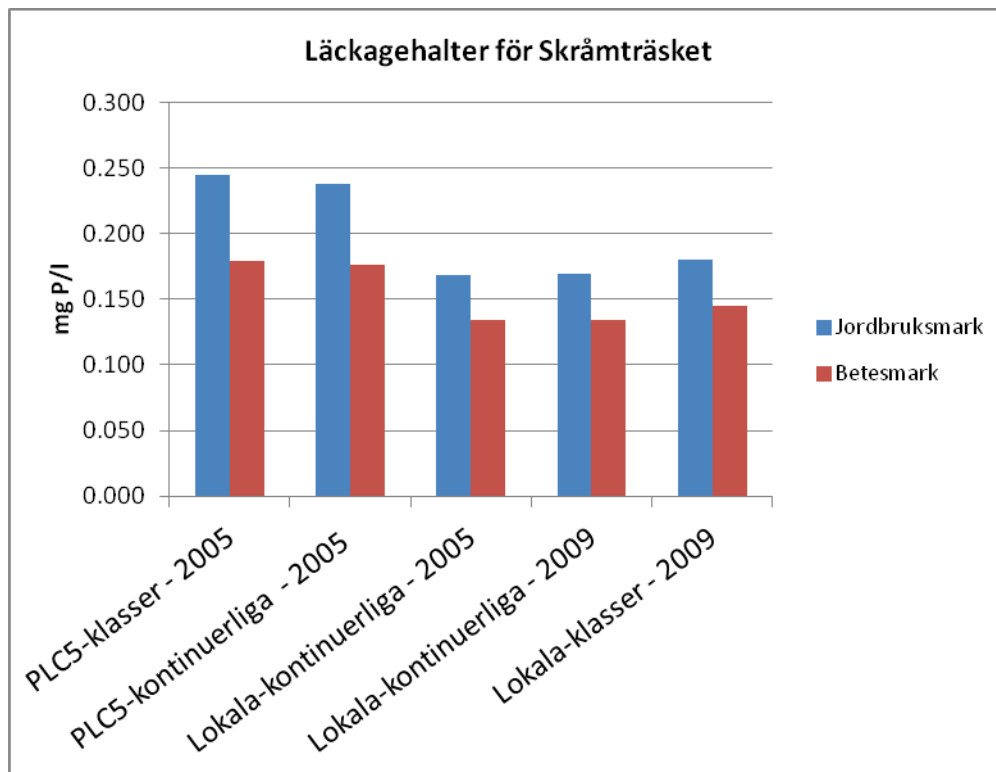
Läckagehalter för jordbruksmark

I källfördelningsmodellen FyrisNP används en läckagehalt för betesmark (extensiv vall) och en läckagehalt för jordbruksmark (alla grödor utom extensiv vall). Läckagehalterna för varje delavrinningsområde skapas genom att läckagekoefficienter för varje kombination av produktionsområde, jordart, gröda, lutning och fosforhalt i mark plockas ut och areaviktas per delavrinningsområde. Lutningen begränsas till den åkermark som är belägen inom 50 m från vattendrag och ytvatten som är markerade i blå kartan (1:100 000). Med markfosfor menas den fosfor som extraheras med en lösning av saltsyra (P-HCl) och som benämns förrådsfosfor.

Läckagekoefficienterna är framräknade med SLU:s beräkningssystem NLeCCS som också används till de nationella PLC-beräkningarna och miljömålsuppföljningarna (Johnsson m.fl., 2008). Systemet inkluderar modellerna SOILNDB för simulering av kväveläckage och ICECREAMDB för simulering av fosforläckage från jordbruksmark.

I stället för att som i PLC5 använda markfosfor- och lutningsklasser används i detta projekt kontinuerliga värden enligt den metod som redovisas i rapportern ”Förbättring av beräkningsmetodiken för diffus belastning av fosfor från åkermark” (Djodjic m.fl., 2008). För fosfor har ekvationer tagits fram som beskriver ett linjärt samband mellan produktionsområde, gröda och jordart för både markfosfor och lutning (Persson, 2009). Dessa ekvationer används för att ta fram mer lokalt anpassade läckagehalter för jordbruksmark utifrån kontinuerliga värden på markfosfor och lutning i stället för fosfor- och lutningsklasser. Det faktiska värdet för markfosfor och lutning beräknas som ett medelvärde för varje delavrinningsområde.

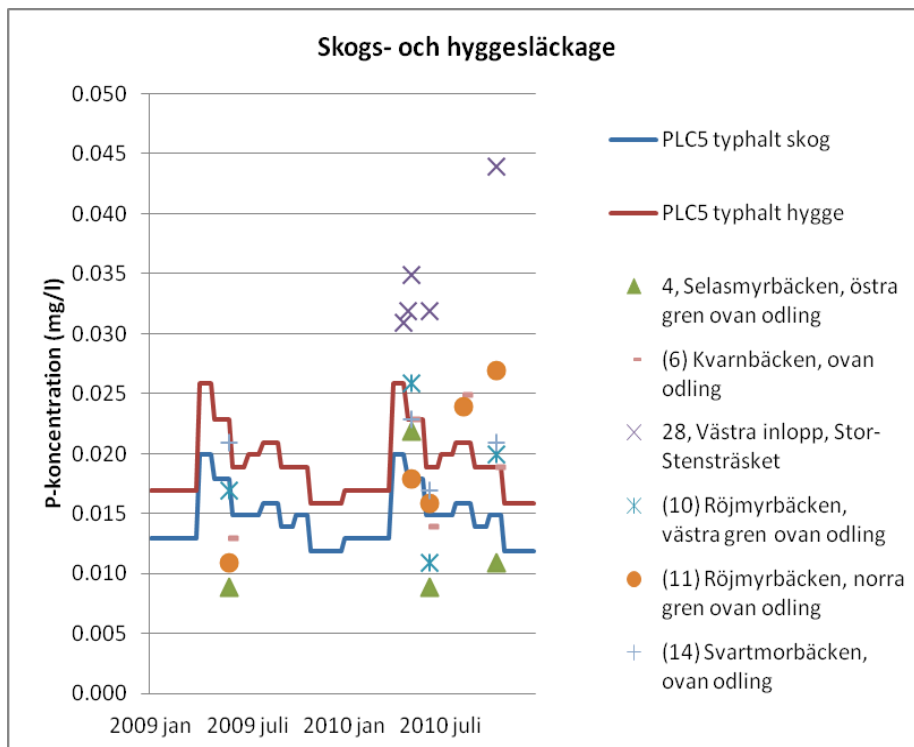
Den lokala och mer detaljerade informationen om jordbrukmarkens grödor, lutning, fosforvärde (P-HCl) och jordart gav ett lägre jordbruksläckage (figur 5) än vad man hade fått om beräkningarna utförts med enbart PLC5-data. De lokalt anpassade värdena redovisas i bilaga 2 och för att ge en förståelse för vilka data som är viktiga att uppdatera har de jämförts mot PLC5-data. Skråmträsket ligger inom läckageregion 15 (kustlandet i övre Norrland). Den jordartskartering som gjorts i områdets jordbruksmark visar att ”silt loam” (50-88% silt, 0-27% lera, och 0-50% sand) är den dominerande jordarten vilket är samma jordart som anges i PLC5. Den största skillnaden i läckagehalter mellan PLC5-data och lokalt anpassade data beror på lägre markfosforhalter och lutning (figur 5). Markkarteringen visar att jordbrukmarkens fosforinnehåll i medeltal är 83 mg/100g jord och området hamnar precis på gränsvärdet till fosforklass 3. I PLC5-data tillhör Skråmträsket fosforklass 3 och där används medelvärdet på 96 mg/100g jord (bilaga 2, figur 3). Jordbrukmarkens lutning är också lägre, i medeltal 1,8 % (klass 1) jämfört med motsvarande värde 4,6 % för PLC5 klass 3 (bilaga 2, figur 5). Läckagehalterna påverkas inte nämnvärt av att arealen jordbruksmark har minskat något mellan 2005 och 2009 inte heller av att andelen grödor har förändrats något (figur 5 och bilaga 2, figur 6).



Figur 5. Sammanviktade läckagehalter (mg P/l) för jordbruksmark och betesmark framtagna med olika dataunderlag och beräkningsmetoder. Fosforinnehåll och lutning anges för PLC5-data (PLC5) och för lokalt inventerade data (Lokala). Läckagehalter beräknas antingen med PLC5-metod där fosfor och lutning anges i klass 1 -3 (klasser) eller så beräknas läckagehalter med P-ekvation där fosfor och lutning anges som kontinuerliga värden (kontinuerliga). Arealer odlade grödor anges för PLC5 (2005) och för lokalt anpassade data (2009).

Typhalter övrig mark

Fosfortyphalter för skog, myr och öppen mark har i PLC5 beräknats med ett höjdberoende och med lägre halter i fjälltrakterna än nära havet (Löfgren och Brandt, 2005). Typhalten för hygge beräknas på samma sätt som för skog men multipliceras med faktor 1,3 för fosfor. Typhalterna har en säsongsvariation som är samma för alla delavrinningsområden. Typhalten för skog och hygge har jämförts mot uppmätta fosforkoncentrationer från provtagningspunkter där uppströms markanvändning uteslutande är skog och hygge (figur 6). I utloppet av delavrinningsområde 28, västra inloppet till Stor-Stensträsk, visar de uppmätta halterna högre värden än PLC5 typhalterna för skog och hygge. I utloppet av delavrinningsområde 4, Selasmyrbäckens östra gren ovanför odlingen, visar de uppmätta halterna lägre värden än typhalterna. Övriga fyra vattendrag som inte ligger i delavrinningsområdenas utloppspunkter ligger inom intervallet för PLC5-typhalterna.



Figur 6. Uppmätta fosforkoncentrationer (mg/l) i sex olika vattendrag som domineras av skog och hygge jämfört med PLC5 typhalter (mg/l) för skogsläckage (blå linje) och hyggesläckage (röd linje). Vattendrag i delavrinningsområden 4 och 28 utgör områdets utloppspunkt medan vattendrag där delavrinningsområdesID anges inom parentes ligger uppströms utloppspunkten.

Atmosfärsdeposition

I PLC5 antas atmosfärsdepositionen av fosfor på sjöar vara 4 kg/år, ett värde som används för hela landet (Brandt m.fl., 2008).

Enskilda avlopp

I och med att Skråmträsket har utsetts till ett pilotområde för vattenmyndighetens åtgärdsarbete har det genomförts en inventering av de enskilda avloppen i området runt sjön Skråmträsket. Övriga enskilda avlopp som inte ligger i direkt anslutning till sjön har inte inventerats. De inventerade avloppen har klassats som godkända respektive underkända. De godkända anläggningarna antas ha en rening motsvarande infiltrationsanläggning och de underkända enskilda avloppen antas ha en rening motsvarande slamavskiljare (Persson personligen, 2011). Kontroll mot fastighetskartan visade att det för ca 50 fastigheter saknades uppgifter. För ett antal av dessa fastigheter sammanställdes information om anläggningen ansågs var godkänd eller underkänd. Fastigheter som saknar uppgifter om enskilt avlopp har inte tagits med i källfördelningsmodelleringen. Det har antagits att alla avlopp belastar vattendragen lika mycket oavsett avstånd till vatten.

Beräkning av utsläpp från enskilda avlopp görs genom att använda schabloner för hur mycket varje person bidrar med (tabell 5) och olika enskilda avlopps reningskapacitet (tabell 6). Bruttobelastningen från de enskilda avloppen har beräknats både med nya schabloner (Ek m.fl., 2011) och de schabloner som använts i PLC5-arbetet (Naturvårdsverket, 2006). Fosforbelastningen per person och dag är något lägre med de nya schablonerna jämfört med PLC5-schablonerna i och med förbudet mot fosfater i tvättmedel.

Tabell 5. Utsläpp av näringsämnen från hushåll i gram/person och dygn redovisade som nya schabloner enligt (Ek m.fl., 2011) och de som användes för PLC5 (Naturvårdsverket, 2006).

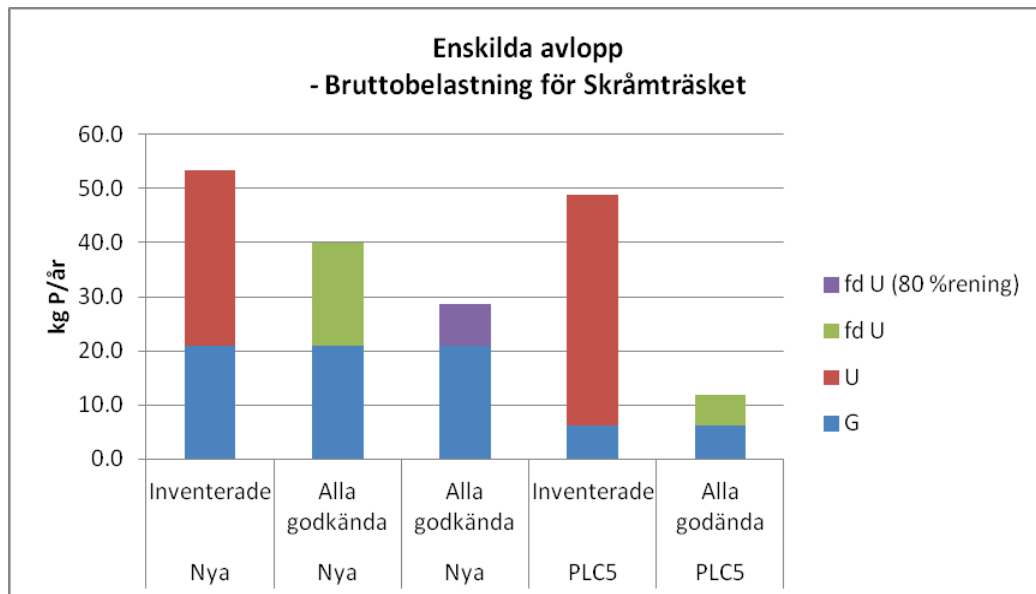
Schabloner Totalavlopp	Nya (g/p, d)	PLC5 (g/p, d)
Totalfosfor	1.7	2.1
Totalkväve	13.7	13.5

Tabell 6. Reningstekniker och deras förmåga att reducera fosfor redovisade som nya schabloner (Ek m.fl., 2011) och de som användes för PLC5 (Brandt m.fl., 2008).

Reningstyp	Ny_reningsgrad (%)		PLC5_reningsgrad (%)	
	Totalfosfor	Totalkväve	Totalfosfor	Totalkväve
Enbart slamavskiljare	15±10	10±5	10	13
Slamavskiljare+ infiltrationsbädd	50±30	30±10	88	76

Den årliga belastningen från permanentbebodda hushåll beräknas genom att näringsmängden (g/person och dag) multipliceras med 365 dagar, antalet personer i hushållet och 0,65, då 65 % av toalettbesöken antas ske i hemmet, resterande 35 % antas ske utanför hemmet på skola, arbete mm. För fritidsboende beräknas belastningen genom att näringsmängden (g/person och dag) multipliceras med 180 persondagar (60 dagar för 3 personer). För att sedan beräkna den totala belastningen ut från de enskilda avloppen används även information om anläggningens reningsgrad.

Den totala bruttobelastningen från enskilda avlopp på sjön Skråmträsket blir ca 50 kg/år med både de nya och de gamla schablonerna (figur 7). Skillnaden ligger i hur mycket som kommer från godkända respektive underkända avlopp. Med de nya schablonerna blir belastningen från de godkända anläggningarna ca 25 kg större och belastningen från de underkända anläggningarna blir ca 10 kg lägre jämfört med PLC5. Med de nya schablonerna minskar således potentialen att minska belastningen från enskilda avlopp. Ett mer verklighetstroget scenario är kanske att anta att nyanlagda enskilda avlopp har en reningsgrad kring 80 %. Då ökar potentialen för minskad belastning drastiskt. För de anläggningar som klassats som godkända har ingen hänsyn tagits till anläggningens ålder. Troligtvis är många relativt gamla och en reningsgrad kring 50 % mer realistisk.



Figur 7. Bruttobelastning (kg P/år) till Skråmträsket från godkända respektive underkända enskilda avlopp, beräknat med både nya och gamla (PLC5) schabloner. Belastningen är beräknad utifrån fördelningen godkända respektive underkända avlopp som framkom vid inventering. Belastningen har även beräknats i två scenarion, dels att alla underkända anläggningar har åtgärdats (fd U) och dels att de åtgärdade enskilda avloppen har en maximal rening på 80 % (fd U (80 % rening)).

Fördelningen godkända och underkända enskilda avlopp som belastar sjön Skråmträsket är ca 50 % vardera (tabell 7). För hela området är det något fler anläggningar som klassas som underkända.

Tabell 7. Procent godkända och underkända enskilda avlopp i hela området (96 st) och till Skråmträsket (83 st) fördelat på permanentboende och fritidsboende.

	Permanentboende		Fritidsboende		Totalt	
	Godkända	Underkända	Godkända	Underkända	Godkända	Underkända
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Hela området	43	44	3	10	46	54
Skråmträsket	46	41	4	10	49	51

Vattenkemi

Under perioden 2008 till och med 2010 har vattenprover tagits vid cirka 15 tillfällen vid provpunkter som ligger i delavrinningsområde 2, 3, 6, 12, 13, 14, 15 och 20 (se figur 2). I övriga provpunkter har provtagning gjorts mellan 3 och 9 gånger. Provtagning av vattenkemi pågår även under 2011 och 2012 men dessa mätningar har inte kunnat tas med i denna modelluppsättning då vattenföring för perioden ännu inte finns tillgänglig.

Temperatur

Eftersom ingen temperatur har mätts i vattnet under den aktuella perioden används lufttemperaturdata från Skellefteå flygplats (som är den av SMHI:s klimatstationer som ligger närmast).

Vattenföring

En tillfällig vattenståndsstation har satts upp av SMHI i Skråmträskets utlopp. Mätningarna började den 31 oktober 2010 och det är tänkt att mätningarna ska pågå i två år. Under den här tiden planerar SMHI att utföra kompletterande mätningar för att skapa en avbördningskurva. Eftersom en slutgiltig avbördningskurva ännu saknas går det inte i denna källfördelningsmodellering använda uppmätt flöde. Modellerad vattenföring har därför använts vid källfördelningsmodellering av Skråmträsket. Data på modellerad vattenföring fram till och med 2010 finns tillgänglig på SMHI vattenwebb (SMHI, 2011a). Enligt SMHI (2011b) är osäkerheten för modellerad vattenföring för små områden (mindre än 200 km²) drygt 40 % för dygnsupplösning och drygt 10 % för årsupplösning.

Källfördelningsmodellering

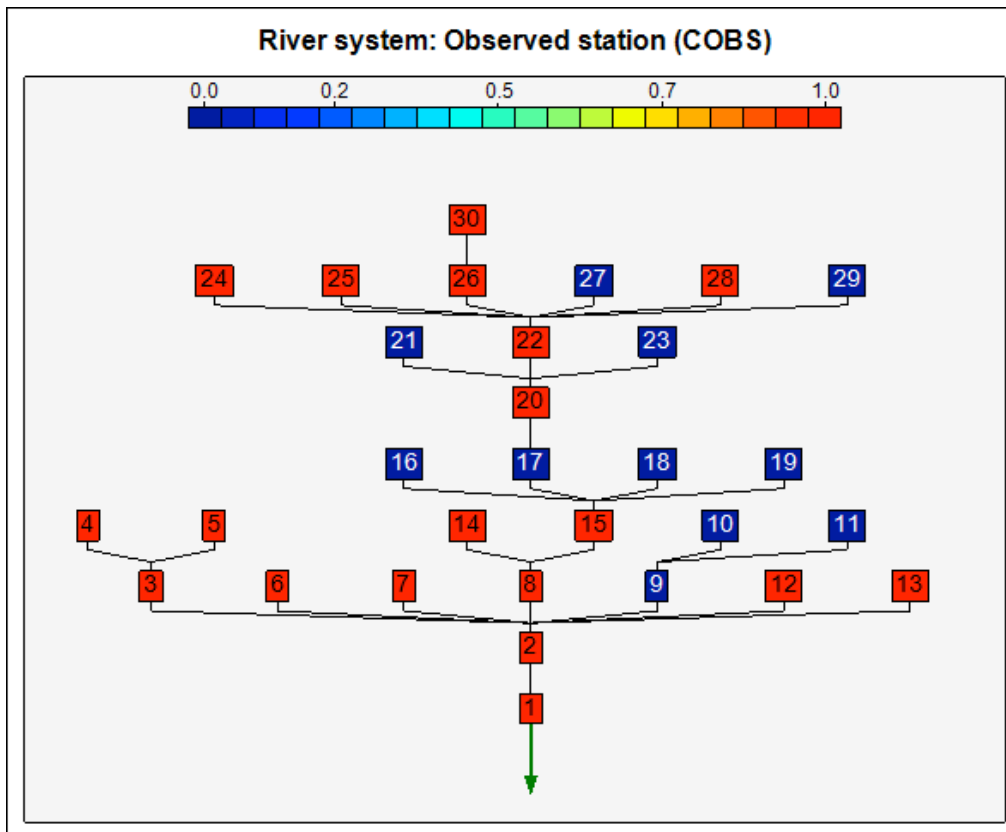
FyrisNP är en relativt enkel, databaserad källfördelningsmodell med få kalibreringsparametrar jämfört med mer komplexa dynamiska modeller som t.ex. HYPE, SWAT, INCA m.fl. Modellen beräknar källfördelad brutto- och nettotransport av kväve och fosfor i sjöar och vattendrag. Tidssteget i modellen är en månad alternativt en vecka och den rumsliga upplösningen är på delavrinningsområdesnivå (Hansson m.fl., 2008). Det finns dock ingen nedre eller övre gräns för hur små eller stora dessa områden kan vara.

Det principiella beräkningsförfarandet är att uttransporten från ett delavrinningsområde (nettobelastning) är summan av tillförsel från uppströms belägna avrinningsområden plus intern tillförsel inom avrinningsområdet (bruttobelastning) minus retentionen. Retentionen, dvs. förlust av näring i sjöar och vattendrag genom sedimentation, upptag av växter och denitrifikation, beräknas som en funktion av vattentemperatur, näringskoncentrationer, vattenflöde, samt sjö- och vattendragsarea. Retentionen beräknas lika för samtliga källor i modellen. Modellen kalibreras mot tidsserier av uppmätta kväve och fosforkoncentrationer genom att anpassa två kalibreringsparametrar, kvs och c_0 . Parametern c_0 är en empirisk kalibreringsparameter för temperaturberoende och kvs är en empirisk kalibreringsparameter för flödesberoende (Hansson m.fl., 2008). kvs står för retentionshastigheten i vattendragen och sjöarna, c_0 är en parameter som reglerar retentionens temperaturberoende.

Modellen har tillämpats sedan mitten av 1990-talet på flera små och större vattensystem i landet med Göta älvs avrinningsområde (50 000 km²) som det hittills största. Modellen är ett utmärkt verktyg i arbetet med EU:s vattendirektiv och den påverkans- och åtgärdsanalys som ska göras. Genom att simulera effekterna av olika åtgärder för att minska utsläppen av näringsämnen ger modellen underlag till lokala åtgärdsprogram.

Modellkalibrering

Vid kalibrering och validering av källfördelningsmodellen används de provtagningspunkter som ligger i delavrinningsområdenas utlopp (figur 8). För kalibrering av modellen används de mätpunkter som har flest mätningar (ca 15 mättillfällen i område, 2, 3, 6, 12, 13, 14, 15 och 20). Övriga mätpunkter används för validering av modellen.



Figur 8. Schematisk bild över hur delavrinningsområdena kopplar till varandra i modellen. Siffrorna anger delavrinningsområdenas id-nummer. Rödmarkerade boxar visar att det finns uppmätta fosfor-koncentrationer i områdenas utlopp.

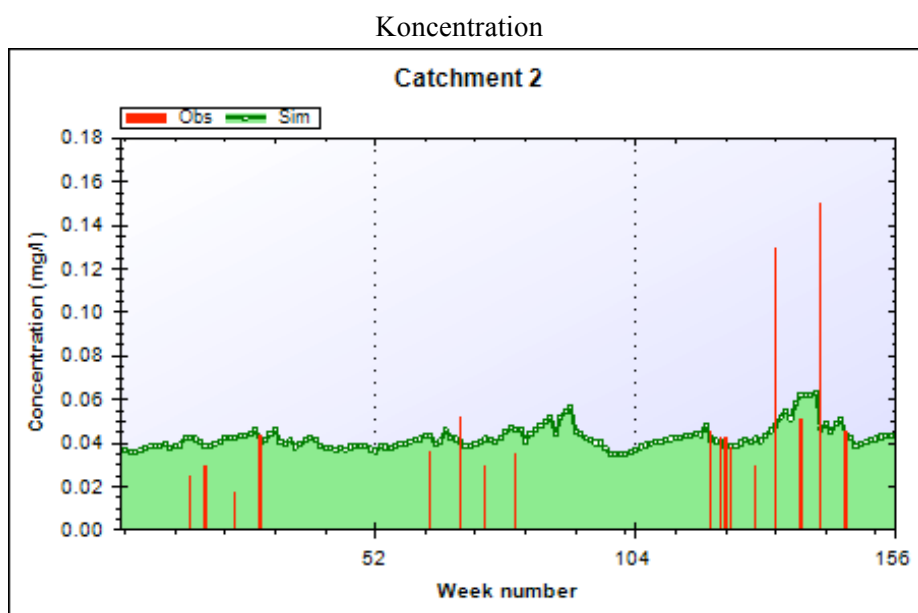
I det här fallet när mätserierna är så korta väljs *One series* som statistisk metod i stället för *Multiple series* som normalt används. *One series* innebär att alla mätvärden från alla stationer används samtidigt för att räkna ut utvärderingsmått. Stationer med många mätvärden får då hög vikt medan stationer med få mätvärden får låg vikt. Vid *Multiple series* räknas utvärderingsmått ut separat för varje mätstation och sedan tar man medelvärdet för samtliga stationer. Här viktas således stationer med få mätvärden upp.

För att hitta optimala värden för kalibreringsparametrarna $c0$ och kvs har 10 000 Monte Carlo-simuleringar körts vilket resulterade i $c0$ -värdet 0,94 och Kvs -värdet 0,01. Den statistiska överensstämmelsen mellan modellerade och uppmätta fosforvärden beräknas med Nash Sutcliffe model efficiency, i modellen kallad (eff) och linjär korrelationskoefficient (r). För koncentrationer blev eff 0,39 och r 0,74 och för transporter blev eff 0,95 och r 0,97. Det är generellt ofta svårt att få bra överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta koncentrationer (tabell 8). Däremot erhålls bra statistisk överensstämmelse för transporterna. Valideringen ger något sämre överensstämmelse för koncentrationerna men ger lika goda resultat för transporten.

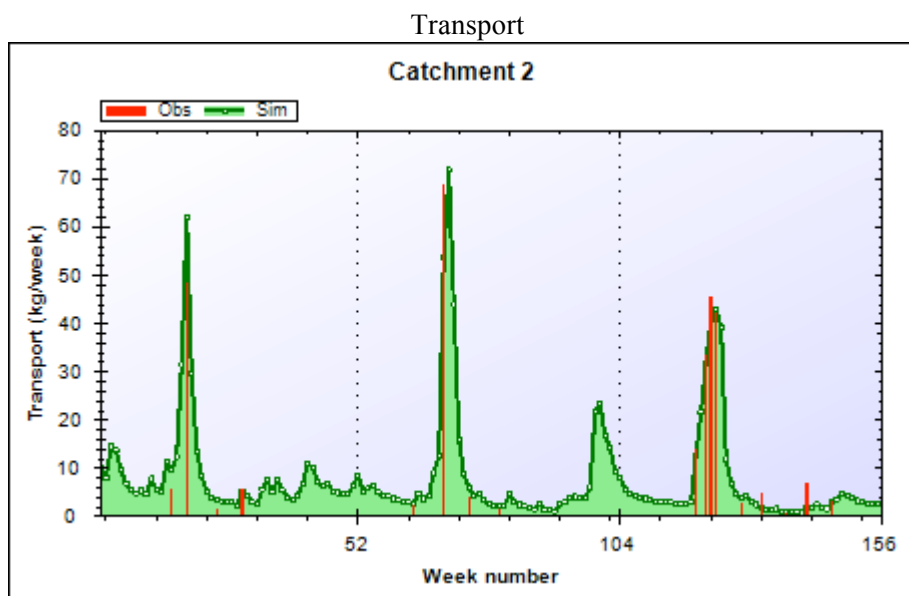
Tabell 8. Erhållna värden på kalibreringsparametrarna c_0 och kvs samt statistiska mått för modellkalibreringen (model efficiency, eff , och linjär korrelationskoefficient, r).

Parametrar	Kalibrering		Validering	
	Koncentration	Transport	Koncentration	Transport
c_0	0,94	0,94	0,94	0,94
kvs	0,01	0,01	0,01	0,01
eff	0,39	0,95	0,11	0,97
r	0,74	0,97	0,48	0,98

Kalibreringsresultat för Skråmträskets utlopp visas i figur 9 och 10. De modellerade koncentrationerna (figur 9) ligger generellt något högre än de uppmätta koncentrationerna, förutom vid två tillfällen under 2010. Det första är 14 juli (0,13 $\mu\text{g/l}$ tot-P) och det andra 15 september (0,15 $\mu\text{g/l}$ tot-P). För transporter (figur 10) är det stor överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta värden. En orsak är att samma vattenföring används för beräkning av både modellerade och uppmätta transporter. En annan orsak är att flödena var låga vid de tillfällen då stora skillnader uppmätt och modellerad koncentration observerats.



Figur 9. Kalibreringsresultat för delavrinningsområde 2, Skråmträskets utlopp. Röda staplar (Obs) visar observerade fosforkoncentrationer och grön yta (Sim) visar modellerade fosforkoncentrationer.



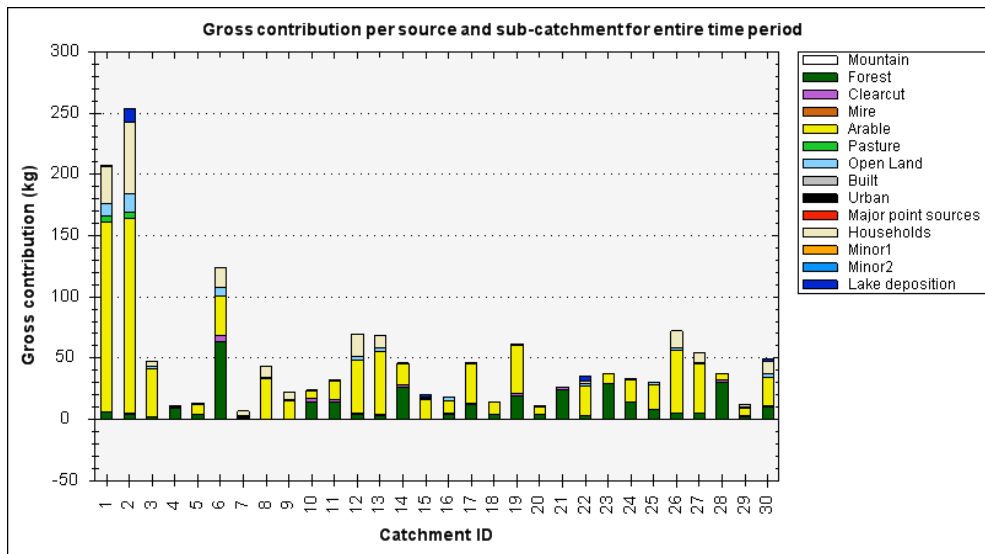
Figur 10. Kalibreringsresultat för delavrinningsområde 2, Skrämråskets utlopp. Röda staplar (Obs) visar observerade fosfortransporter och grön yta (Sim) visar modellerade fosfortransporter.

För nästan alla delavrinningsområden stämmer modellerade och uppmätta koncentrationer och transporter bra överens. Det är tre områden, 7, 25 och 28 där de modellerade värdena är lägre än de uppmätta och två områden, 26 och 30 där de modellerade värdena är högre än de uppmätta.

Källfördelning

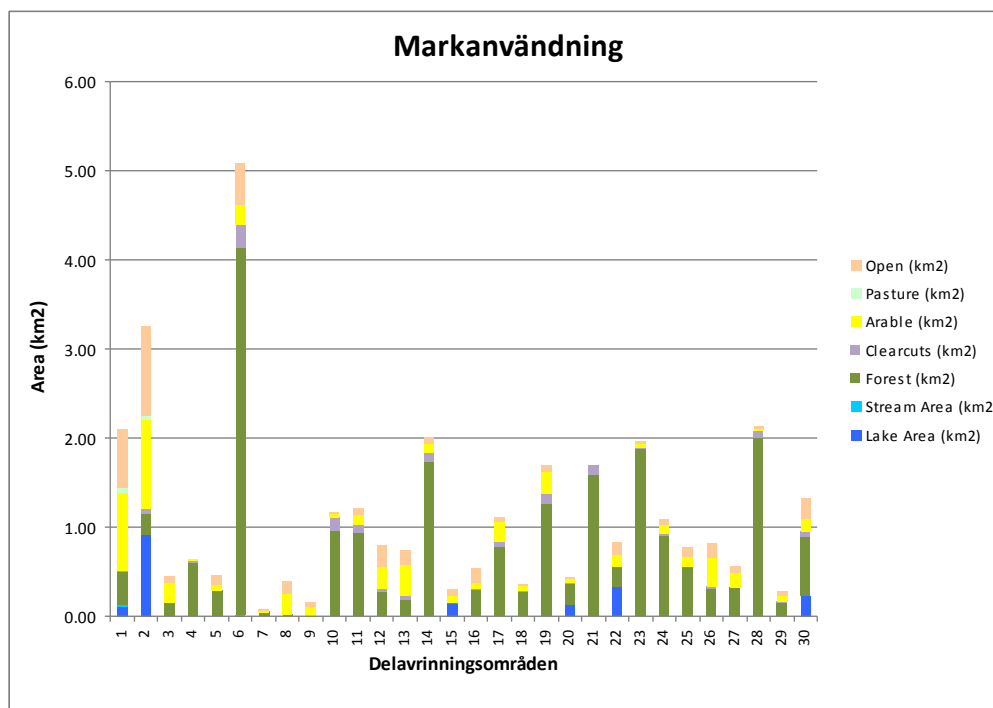
Källfördelning av bruttobelastning

Med bruttobelastning menas den totala mängden fosfor och kväve som tillförs ett delavrinningsområde från olika källor innan retention. Modelleringen visar att delavrinningsområde 1 och 2 har störst bruttobelastning (figur 11) och att störst andel av belastningen kommer från jordbruksmark. Det är även dessa två områden som har störst belastning från enskilda avlopp.



Figur 11. Bruttobelastning (kg Tot-P) som summa för hela modellerade perioden (3 år) för varje enskilt delavrinningsområde.

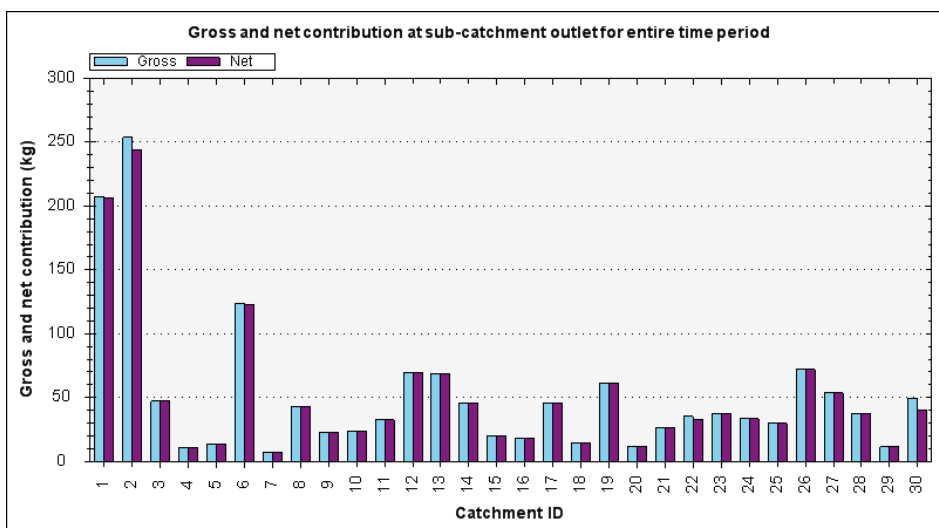
Jämförs delavrinningsområdenas bruttobelastning med områdenas markanvändning (figur 12) framgår att delavrinningsområden med mycket jordbruksmark även ger ett stort bidrag till fosforbelastningen. Områden med mycket skog får inte denna effekt då fosforläckaget från skogsmark är mycket lägre än från jordbruksmark.



Figur 12. Markanvändning (km²) för varje enskilt delavrinningsområde.

Retention

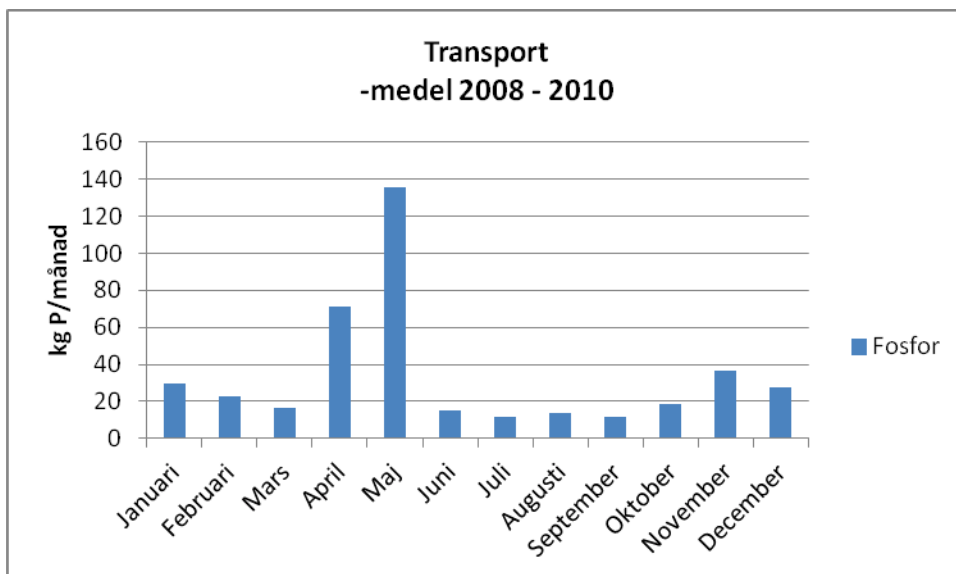
Retentionen är en restterm som bestäms vid kalibreringen mot uppmätta kväve- och fosforkoncentrationer. Retentionen är lika med skillnaden mellan brutto- och nettobelastning (figur 13). Den största delen av retentionen sker genom sedimentation i sjöar. Sjöar finns i delavrinningsområden 1, 2, 15, 20, 22 och 30. Retentionen i hela avrinningsområdet är förvånansvärt låg ca 7 %. En mer ”normal” fosforretention i ett område med så mycket sjöar borde vara minst 30 %.



Figur 13. Retention av fosfor (kg) utgörs av skillnaden mellan brutto- (Gross) och nettobelastning (Net) och anges som summan för hela modellerade perioden (3år) för varje enskilt delavrinningsområde.

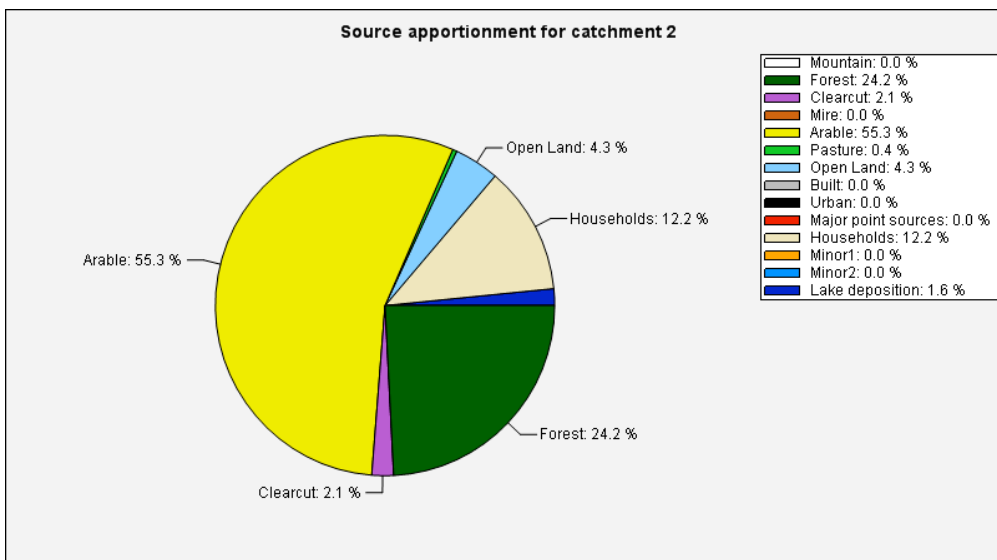
Transport och källfördelning för sjön Skråmträsket

Störst mängd fosfor (kg/månad) transporteras från sjön Skråmträsket under april och maj månad (figur 14). Totalt transporterades under perioden 2008-2010 till sjön (brutto) ca 430 kg/år och ut från sjön (netto) ca 410 kg/år vilket ger en retention på 4 %.



Figur 14. Modellerad fosfortransport (kg/månad) från sjön Skråmträsket. Månadsmedelvärde för perioden 2008 till och med 2010.

Källfördelningen av nettobelastningen fosfor för hela Skråmträskets avrinningsområde (figur 15) visar att störst andel kommer från jordbruksmark 55 %. Skogen bidrar med 24 % och utsläpp från enskilda avlopp bidrar med 12 %.

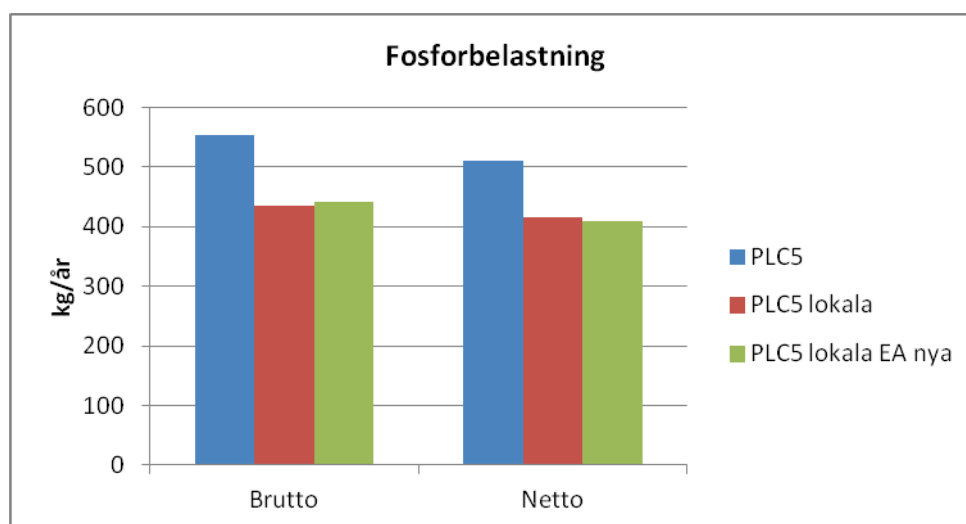


Figur 15. Procentuell fördelning av nettobelastningen i delavrinningsområde 2, Skråmträskets utloppspunkt. Den totala belastningen är brutto ca 430 kg/år och netto ca 410 kg/år.

Scenarier

Jämförelse av olika modellkörningar

Hela Skråmträskets avrinningsområde har modellerats med tre olika uppsättningar av indata (figur 16). Dels har data från PLC5-beräkningarna (PLC5) använts och dels PLC5-data som förbättrats med lokala data (PLC5 lokala). PLC5 lokala har också körts med nya schabloner för enskilda avlopp (PLC5 lokala EA nya). Det ger stor skillnad i brutto- och nettobelastning om området modelleras utifrån PLC5-data eller med lokala förbättringar. Däremot ger inte de två scenarierna med enskilda avlopp någon större skillnad i belastningsberäkningen. Man kan konstatera att förbättring med lokala data ger ca 20% lägre fosforbelastning (både netto och brutto) jämfört med PLC5-data vilket motsvarar ca 100 kg lägre fosforbelastning.

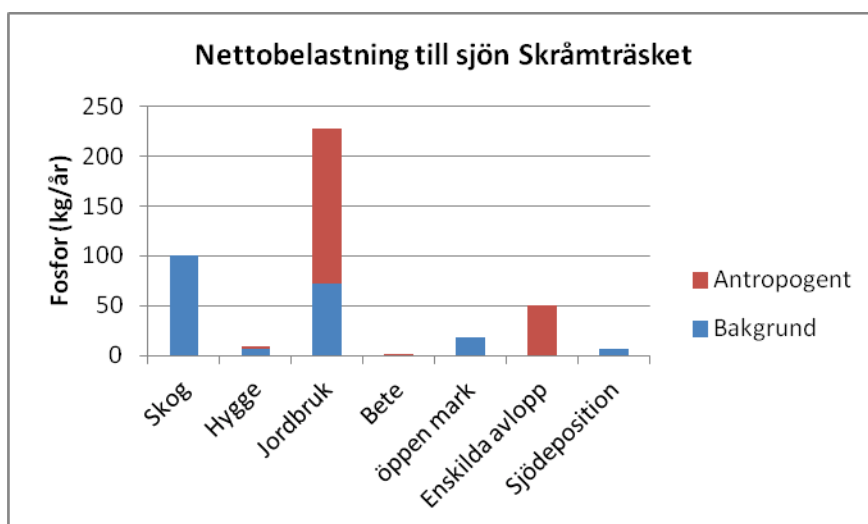


Figur 16. Brutto- och nettobelastning (kg/år) till Skråmträsket beräknat med tre olika metoder för sammanställning av indata.

Bakgrundsbelastning

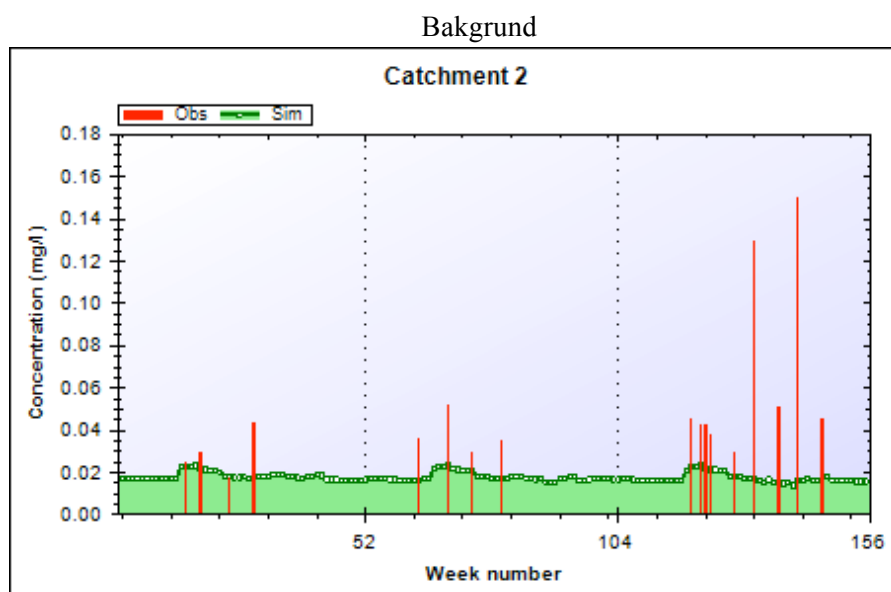
Fosforläckaget från mark delas upp i det som har ett naturligt ursprung, så kallad bakgrundsbelastning, och det som härrör från mänsklig aktivitet, så kallad antropogen belastning. Till rent antropogena källor hör dagvatten, hyggesläckage, kvävedeposition och punktkällor (Brandt m.fl., 2008). Till de källor som anses utgöra bakgrundsbelastning hör markläckage från fjäll, myr, skog, övrig öppen mark samt fosfordeposition på sjöar. Belastning från jordbruksmark består både av en antropogen del samt en naturlig del. Jordbrukets bakgrundsbelastning har beräknats som läckage från oskördad och ogödslad gräsmark (extensiv vall) som odlats i en monokultur. Vid beräkning av bakgrundsbelastning för hyggen har typhalten för skog använts och för tätorter har typhalten för övrig öppen mark använts (Brandt m.fl., 2008).

Den största antropogena belastningen kommer från jordbruksmark där den mänskliga delen står för ca 60-70 % av det totala läckaget (figur 17). All belastning från enskilda avlopp kommer av mänsklig påverkan och från hygge utgör den mänskliga påverkan 22 % av belastningen. Det är de antropogena delarna av belastningen som är möjliga att minska med olika former av åtgärder.



Figur 17. Nettobelastning (kg/år) till sjön Skråmträsket fördelat på mänsklig påverkan (antropogen) och naturlig bakgrundsbelastning (bakgrund).

Fosforkoncentrationen i sjön Skråmträsket bör enligt bakgrundsscenario ha en naturlig koncentration på ca 20 µg/l (figur 18) vilket är nästan hälften av vad som uppmäts i sjön idag.



Figur 18. Röda staplar visar modellerade (Sim) och grön yta uppmätta (Obs) fosforkoncentrationer i utloppet av sjön Skråmträsket beräknat med bakgrundsscenario dvs utan mänsklig påverkan.

Internbelastning

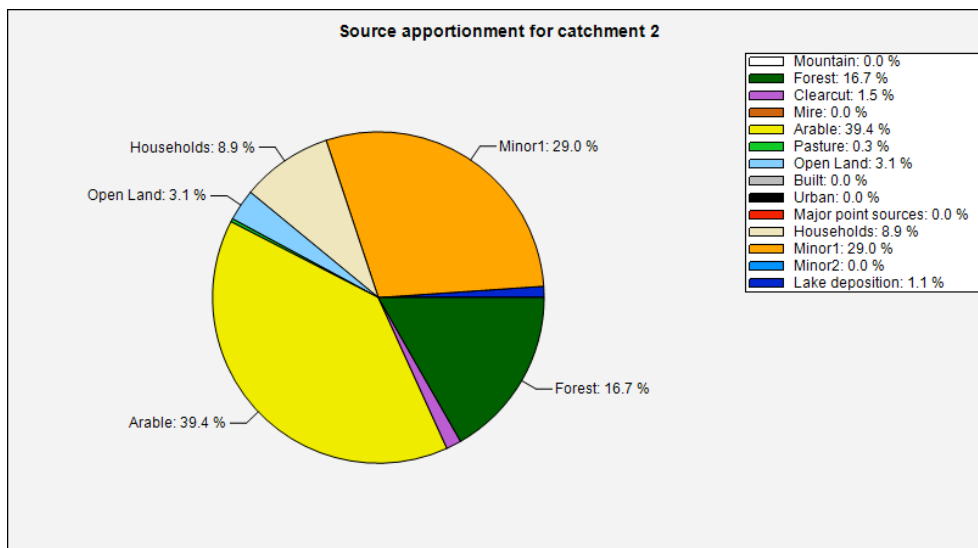
Sedimentprov och vattenkemiprover tagna den 11 april 2010 indikerar att internbelastning från sedimenten förekommer i sjön Skråmträsket (se tidigare avsnitt om vattenkemi och sedimentkemi). I källfördelningsmodelleringen går det däremot inte att dra några direkta slutsatser om internbelastningens storlek då det inte verkar saknas fosfor för att få en bra kalibrering. Däremot är den modellerade retentionen i sjön förvånansvärt låg, bara 4 %. Det vore mer ”normalt” om retentionen låg på åtminstone minst 20 %. Ett försök till att uppskatta internbelastningens storlek har gjorts genom att med Vollenweider-ekvationen (OECD, 1982) beräkna en förväntad fosforhalt i sjön till 20 µg P/l. Därefter beräknas mängden fosfor (ca 160 kg/år) som måste till för att nå de uppmätta fosforhalterna (38 µg P/l) i sjön. Denna mängd har sedan lagts till som en punktkälla i källfördelningsmodellen FyrisNP.

Modellen har kalibrerats mot mätdata i delavrinningsområde 2 och övriga mät-punkter har använts för validering av modellen. I övrigt har samma kalibreringsmetod använts som i grundkörningen. Erhållna kalibreringsparametrar redovisas i tabell 9.

Tabell 9. Erhållna värden på kalibreringsparametrarna c_0 och kvs samt statistiska mått för modellkalibreringen (model efficiency, eff , och linjär korrelationskoefficient, r).

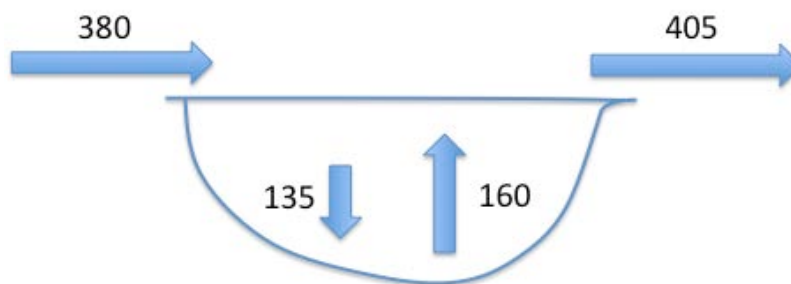
Parametrar	Kalibrering		Validering	
	Koncentration	Transport	Koncentration	Transport
c_0	0,59	0,59	0,59	0,59
kvs	0,13	0,13	0,13	0,13
eff	0,07	0,93	0,25	0,94
r	0,41	0,97	0,63	0,97

Källfördelning för scenariot med internbelastning visas för Skråmträskets utloppspunkt i delavrinningsområde 2 (figur 19). Internbelastningen utgör här nästan 30 % av den totala belastningen på sjön Skråmträsket, då en källa på ca 160 kg P/år lagts till. Den största belastningen kommer dock fortfarande från jordbruksmark 40 % även om dess relativa storlek nu har minskat. Skogen bidrar med 17 % och utsläpp från enskilda avlopp med 9 % av fosforbelastningen. Baserat på den här modelluppsättningen är bruttobelastningen till sjön Skråmträsket ca 540 kg/år och nettobelastningen ca 400 kg/år vilket ger en retention på 25 % i Skråmträskets avrinningsområde. Detta är en betydligt mer sannolik retention än den på 4% som erhöles i grundscenariot.



Figur 19. Procentuell fördelning av nettobelastningen i delavrinningsområde 2, Skråmträskets utloppspunkt. Internbelastningen visas som "Minor1" med orange färg. Den totala belastningen är grovt uppskattat brutto 540 kg/år och netto 400 kg/år.

Figur 20 visar en schematisk bild över massbalansen för fosfor i sjön Skråmträsket. Om internbelastningens storlek är 160 kg/år och belastningen från tillrinningsområdet är 380 kg/år och om retentionen i sjön är 25 % kommer nettotransporten från sedimenten (sedimentation minus internbelastning) att vara 25 kg/år. Om det potentiellt tillgängliga förrådet av mobil fosfor (översta 10 cm) i sjöns sediment antas vara 5 ton (se tidigare avsnitt om sedimentkemi) kommer inte förrådet av fosfor att ta slut inom en överskådlig framtid. Det tar då närmare bestämt 200 år att tömma hela förrådet. Men mer sannolikt så har Skråmträsket en nivå av "naturlig" internbelastning från sedimenten. Dessutom kan den bottenareal som påverkas av syrgasbrist ha överskattats.

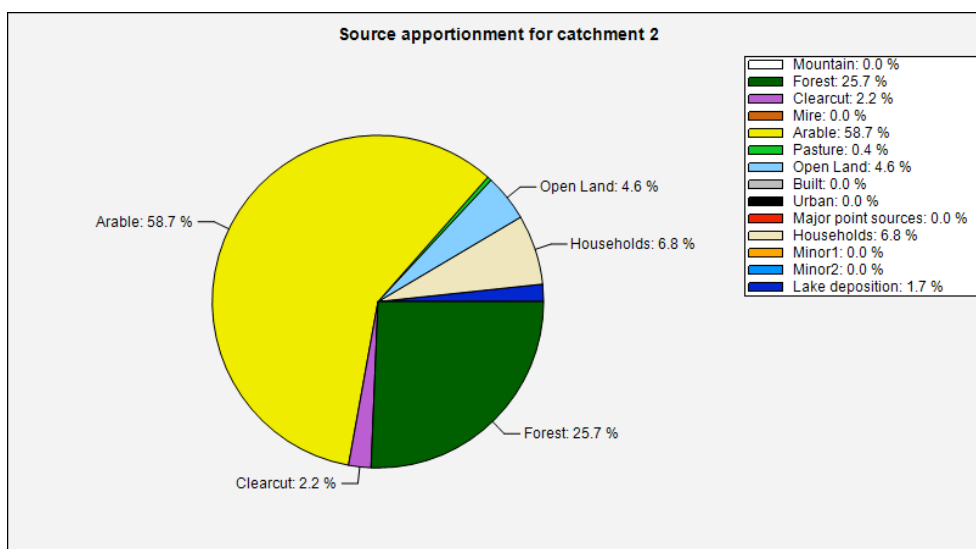


Figur 20. Schematisk bild över massbalansen för fosfor (kg/år) i sjön Skråmträsket. De vertikala pilarna visar transporter till och från sjöns sediment.

Alla underkända enskilda avlopp åtgärdade

I ett scenario har samtliga enskilda avlopp som klassats som underkända åtgärdats. Med de nya schablonerna (50% rening) blir effekten av att åtgärda enskilda avlopp lägre än om beräkningarna utförts med de gamla från PLC5 (88% rening). I ett mer verklighetstroget scenario borde det vara rimligt att anta att alla nyanlagda enskilda avlopp har en reningsgrad på 80 %.

I figur 21 visas källfördelningen för Skråmträskets utlopp i delavrinningsområde 2. Modellen har kalibrerats med samma kalibreringsparametrar som erhållits i grundscenariot. Belastningen från enskilda avlopp på sjön har i det här scenariot minskat från grundscenariots 12 % till 7 %. Bruttobelastningen fosfor från enskilda avlopp till sjön Skråmträsket blir då 27 kg. Detta kan jämföras med grundscenariot där bruttobelastningen är 52 kg. Åtgärdande av samtliga underkända enskilda avlopp ger således en halvering av belastningen. Det ska noteras att detta scenario körts utan antagande om internbelastning från sjöns sediment.



Figur 21. Procentuell fördelning av nettobelastningen av fosfor för Skråmträskets utloppspunkt i delavrinningsområde 2 om alla underkända enskilda avlopp åtgärdas.

Kurs

Introduktionskurs i källfördelningsmodellen FyrisNP har genomfördes under hösten 2011 för personal på länsstyrelserna i Västerbotten och Norrbotten samt Skellefteå och Umeå kommun. Indata har presenterades, var de finns och vilken kvalitet och skala de kan användas i. Grunderna i källfördelningsmodellering gicks igenom och deltagarna fick själva prova att själva köra modellen och titta på resultat. FyrisNP är ett bra verktyg för att kunna undersöka olika källors påverkan i området. Den är också ett bra verktyg för att undersöka om det finns områden med stora avvikelser mellan uppmätta och modellerade koncentrationer, Det kan vara en bra indikation på att man inte känner till alla källor eller så är förhållandena i området inte rätt beskrivna i modellen.

Slutsatser

Källfördelning

Området är svårkalibrerat. Den främsta anledningen till det är troligtvis att området provtagits under för kort tidsperiod, vilket ger få mätvärden att kalibrera modellen mot. För nästan alla delavrinningsområden är dock överensstämmelsen mellan modellerade och uppmätta koncentrationer god. En annan osäkerhet i modelleringen är att det uppmätta flödet ännu inte var tillgängligt och att modellerade flöden fick användas istället. Flödet har stor påverkan på mängden fosfor som transporteras. Däremot påverkar inte flödet källfördelningen i någon större utsträckning.

Baserat på den första modelluppsättning som gjordes för området (utan internbelastning – se nedan) är bruttobelastningen, till sjön Skråmträsket ca 430 kg/år och nettobelastningen i utloppet ca 410 kg/år beräknat som årsmedelvärden för perioden 2008-2010. Retentionen i Skråmträskets avrinningsområde beräknades till ca 4 %. Det största bidraget till belastningen kommer från jordbruksmark med 55 %. Skogen bidrar med 24 % och utsläpp från enskilda avlopp bidrar med 12 %.

Den största antropogena (mänskliga) belastningen kommer från jordbruksmark där den antropogena delen står för 60-70 % av det totala jordbruksläckaget. All belastning från enskilda avlopp är antropogen och från hyggen antas 22 % av belastningen ha mänskligt ursprung. Det är dessa antropogena delar av belastningen som kan minskas med olika åtgärder. Enligt bakgrundsscenarioet skulle sjön ha en naturlig koncentration på ca 20 µg/l vilket är nästan hälften av vad som uppmäts i sjön idag.

Internbelastning

Analyserna av sediment- och vattenkemiprover som togs den 11 april 2010 visar att internbelastning förekommer i sjön. I källfördelningsmodelleringen går det däremot inte att dra några direkta slutsatser om internbelastningens storlek då det inte verkar saknas fosfor för en bra kalibrering. Däremot är den modellerade retentionen i sjön förvånansvärt låg, bara 4 %. Det vore mer ”normalt” om retentionen låg på åtminstone minst 20 %. Försök till att grovt uppskatta internbelastningens storlek har gjorts genom att anta att den halt på ca 20 µg P/l som beräknats med Vollenweider-ekvationen är sjöns naturliga halt med dagens belastning att jämföra med den uppmätta medelkoncentrationen i sjön på 38 µg P/l. För att höja sjöns fosforkoncentration till de uppmätta halterna behövs en fosforkälla på ca 160 kg/år. Modellerat med en källa i denna storleksordning erhålls en internbelastning på nästan 30 % av den totala belastningen på sjön Skråmträsket. Den största andelen av belastningen kommer dock fortfarande från jordbruksmark (40 %) även om dess relativa bidrag har minskat. Skogens bidrag är 17 % och utsläpp från enskilda avlopp 9 %. Baserat på denna modelluppsättning är bruttobelastningen på sjön Skråmträsket inkl. internbelastning från sedimentet ca 540 kg/år och nettobelastningen i utloppet ca 400 kg/år vilket ger en retention på 25 % i Skråmträskets av-

rinningsområde. Med detta scenario blir nettobidraget från sedimenten (sedimentation minus internbelastning) 25 kg/år. Om det mobila fosforförrådet i sjöns sediment (översta 10 cm) skattas till 5 ton kommer inte förrådet av fosfor att ta minska nämnvärt inom en överskådlig framtid. Det tar då närmare bestämt 200 år att tömma hela förrådet. Men mer sannolikt så har Skråmträsket en nivå av ”naturlig” internbelastning från sedimenten. Dessutom kan den bottenareal som påverkas av syrgasbrist och därmed internbelastning ha överskattats.

Vilken den naturliga nivån för syrgasförhållandena och internbelastningen är i Skråmträsket kräver mer detaljerade studier. Att internbelastningen spelar en betydande roll för övergödningen av sjön är dock klart och att åtgärder i avrinningsområdet måste vara mycket kraftfulla och långsiktiga för att ge effekt på sjön är också klart. Det kan därför vara motiverat att också överväga sjörestaureringsåtgärder som biomanipulering av fiskfaunan och/eller kemisk fällning av fosfor i sedimentet med t.ex. aluminiumsalter (se t.ex. Rydin, 2008) i åtgärdsprogrammet.

Förbättringar av indata

Fosforläckaget från jordbruksmark blir lägre med lokalt anpassade data jämfört med PLC5-data. Störst minskning erhöles vid de lokala anpassningarna av jordbruksmarkens fosforinnehåll och lutning. Att arealer för de grödor som odlas skiljer mellan PLC5-året 2006 och 2009 påverkar inte fosforläckaget nämnvärt. Jordarten har normalt sett stor betydelse för fosforläckaget men i det här området visade inventeringen på samma jordart som i PLC5.

Inventeringen av enskilda avlopp har gett en bättre bild över avloppens standard i området. Det totala belastningen från enskilda avlopp är i det här området nästan lika stor oberoende om nya eller gamla (PLC5) schabloner på utsläpp och reningsgrad används och därmed blir inte skillnaden i beräknad belastning så stor. Däremot skiljer sig andelen som kommer från godkända respektive underkända anläggningar. Med de nya schablonerna blir belastningen från godkända anläggningar mycket större än med de gamla schablonerna och för de underkända anläggningarna fås en mindre belastning med de nya schablonerna än med de gamla.

I scenarioräkningar för Skråmträskets avrinningsområde har de enskilda avlopp som klassats som underkända åtgärdats. Med de nya schablonerna (50% rening) blir effekten av att åtgärda enskilda avlopp lägre än om beräkningarna utförts med de gamla från PLC5 (88% rening) vilket resulterar i att belastningen från enskilda avlopp halveras.

Fortsatta förbättringar av indata

- Ny kalibrering av modellen när data för de uppmätta flödena blir tillgängliga. Då kommer även vattenkemin som provtagits under 2011 och 2012 att kunna användas. Data för temperatur behöver kompletteras så hela tidsperioden täcks.
- Komplettera med information om de enskilda avlopp där information saknades.
- Eventuellt kan man ytterligare undersöka de delavrinningsområden med sämre överrensstämmelse mellan modellerade och uppmätta koncentrationer/transporter.
- Eventuellt kan P-halten i alven provtas för att ge bättre indata för bakgrundsläckage av fosfor från jordbruksmark.

Mest effektiva åtgärder

Den antropogena (mänskliga) delen av fosforbelastningen kommer från jordbruk och betesmarksmark, enskilda avlopp och hyggen. Det är bidraget från dessa antropogena delar av belastningen som är möjliga att kan minska med olika åtgärder. Nedan förslag på åtgärder med störst potential:

- Åtgärda alla undermåliga enskilda avlopp.
- Minska ytavrinning av fosfor från erosionsbenägna jordar genom att:
 - Plöja slänter på tvären i stället för att plöja så att fårorna går ner mot sjöar och vattendrag.
 - Minimera plöjning (t.ex. plöjningsfri odling för de mest erosionskänsliga fälten).
 - Maximera areal höst- och vintergrön åkermark.
 - Anpassa skyddszoner genom att identifiera de delar av avrinningsområdet som är känsliga för höga fosforförluster. Höga P-halter i marken i kombination med stor lutning och en erosionsbenägen jord skapar förutsättningar för höga P-förluster. Beräkningar med hjälp av högupplösta höjddata visar att detaljerade kartor över erosion/deposition kan var ett bra underlag för fält- och skiftesvis planering av eventuella motåtgärder (Djodjic, 2008). En sådan studie skulle kunna ligga till grund för att motivera för bidrag för anpassade skyddszoner. Eftersom området ligger utanför stödregioner för skyddszoner kan kanske LOVA-medel sökas?
- Behovsanpassad gödsling baserat på insamlade fosforprover från jordbruksmark.
- Identifiera och åtgärda punktutsläpp via diken i närområdet. Åtgärden kan t.ex. innebära installation av kalkfilter.
- Åtgärder direkt i sjön för att minska internbelastningen. Utredda och testa metoder för att minska eller immobilisera fosfor i sjöns bottensediment t.ex. genom kemisk fällning av fosfor i sedimentet med aluminiumsalter. Biomaniplering av fiskfaunan kan också övervägas enskilt eller i kombination med kemisk fällning.

Lärdomar till kommande källfördelningsprojekt

Den befintliga modelluppsättningen, med sin uppdelning i 30 mindre delavrinningsområden gör det möjligt att i framtiden komplettera med olika data (mätdata, markdata, utsläppsdata, etc.) och jobba med mycket hög geografisk precision i åtgärdsarbetet. När andra övergödda sjöar ska modelleras i Vattendistriktet bör man dock först se över tillgången på kalibreringsdata och möjligheterna att komplettera med lokala högupplösta data. Sannolikt kan en modelluppsättning med bara ett fåtal delområden i många fall vara tillräcklig om datatillgången är begränsad. För det mer högupplösta åtgärdsarbetet kan man sedan komplettera modellresultaten genom att på andra sätt identifiera riskområden för höga fosforförluster, t.ex. enligt den metodik som redovisas i Djodjic (2008).

Om åtgärdsarbetet fokuserar på en specifik sjö bör man så snart som möjligt se över befintligt provtagningsprogram. Minimikrav är:

- Kontinuerlig (helst månadsvis men minst varannan månad) provtagning av vattenkemi bör ske i sjöns in- och utlopp och i övriga mindre tillflöden räcker det med provtagning vid hög- respektive lågflöde. Då får man bra mätdata för modellkalibrering, uppmätt massbalans för sjön som indikation på internbelastning samt underlag om i vilka delområden som punktkällor (lågflöde) och diffusa källor (högflöde) dominerar belastningen.
- För att ytterligare kunna säkerställa och kvantifiera internbelastning av fosfor från sedimenten bör kompletterande vattenkemiska mätningar i djuphållans profil (mars och aug viktigast) samt provtagning och analys av fosforfraktioner i en sedimentprofil göras.
- Att själva mäta vattenflöde och -temperatur för att göra det enklare att sätta upp modellen. Man blir då inte beroende av att beställa temperaturdata från SMHI och att vänta på att modellerade flödena ska läggas ut på vattenwebb (SMHI, 2011a), något som brukar ske under efterföljande vår.

Referenser

- Brandt, M., Ejhed, H och Rapp, L. 2008. Näringsbelastning på Östersjön och Västerhavet 2006. Underlag till Sveriges PLC5-redovisning till HELCOM. Naturvårdsverket Rapport 5815.
- Djodjic, F. 2008. Identifiering av riskområden för fosforförluster i ett jordbruksdominerat avrinningsområde i Dalarna. Institutionen för miljöanalys, SLU Rapport 2008:5
- Djodjic, F., Blombäck, K., Lindsjö, A. & Persson, K. 2008. Förbättring av beräkningsmetodiken för diffus belastning av fosfor från åkermark. SMED Rapport 20, 2008.
- Ek, M., Junestedt, C., Larsson, C., Olshammar, M., Ericsson, M. 2011. Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. SMED Rapport 44, 2011
- Hansson, K., Wallin, M., Djodjic, F. och Orback, C. 2008. The FyrisNP model Version 3.1 – A tool for catchment-scale modelling of source apportioned gross and net transport of nitrogen and phosphorus in rivers. A user's manual. Institutionen för miljöanalys, rapport 2008:18. ISSN 1403-977X
- Håkanson, L. 1982. Lake bottom dynamics and morphometry: the dynamic ratio Determination of characteristic values for physical and chemical lake sediment parameters. Water Resources Research 18:1444-1450.
- Håkanson, L & Jansson, M. 1983. Principles of Lake Sedimentology. Springer, Heidelberg, s 80.
- Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K., Torstensson, G. 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005. Naturvårdsverket Rapport 5823.
- Naturvårdsverket. 2006. Naturvårdsverkets allmänna råd [till 2 och 26 kap. miljöbalken och 12-14 och 19 §§förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd] om små avloppsanordningar för hushållspillvatten; Naturvårdsverket, NFS 2006:7.
- OECD, 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD, Paris, 154 sid.
- Persson, K., 2009. Automatisering av beräkningsrutiner i NLeCCS. SMED-rapport.
- Rydin, E. 2005. Rörligt fosfor i Fagersjövikens sediment. Naturvatten i Roslagen AB. Rapport 2005:19.
- Rydin, E. 2008. Kemiska och fysiska sjörestaureringsmetoder – något för Östersjön? I Naturvårdsverket Rapport 5860 – Kan Östersjön restaureras? – Utvärdering av erfarenheter från sjöar.

Internet

Skogsstyrelsen. Skogens källa

<http://www.skogsstyrelsen.se/Aga-och-bruka/Skogsbruk/Karttjanster/Skogens-Kalla/> (Hämtad: mars 2011)

SMED, 2011. GIS-skikt använda inom PLC5-projektet

<http://www.smed.se/vatten/data/plc5> (Hämtad: 2011-12-08 hämtades adressen till den nya hemsidan, data är dock fortfarande den samma)

SMHI, 2011a. SMHI vattenwebb

<http://vattenweb.smhi.se/> (Hämtad: 2011-03-01)

SMHI, 2011b. Modellberäknad vattenföring och vattenkvalitet

<http://www.smhi.se/Produkter-och-tjanster/professionella-tjanster/miljo/modellberaknad-vattenforing-och-vattenkvalitet-1.9546> (Hämtad: 2011-03-01)

Personlig kommunikation

Persson, Bo-Göran; Skellefteå kommun. 2011. Brev 2011-07-13

Bilaga 1

Lathund för datainsamling till FyrisNP

Grundscenario

I normalfallet sätter SLU upp sin källfördelningsmodell FyrisNP för utvalt avrinningsområde med PLC5-data¹ som ett grundscenario. Om delaro²-gränser behöver justeras eller finare indelning än delaro (PLC5-versionen i SVAR) önskas, så måste nya GIS-beräkningar göras för arealstatistiken. SLU kan i regel klara av grundscenariot med befintliga data förutsatt att ev. nya områdesgränser levereras och att vattenförings- och vattenkemidata finns tillgängliga. Eftersom PLC5-data är framtagna för rapportering av näringsbelastningen på havet så vill man i regel öka upplösningen på indata för tillämpning på inlandsvatten. SLU är då beroende av kompletterande indata från uppdragsgivaren. Vissa av dessa förbättrade indata kan dock SLU ta fram själva (t.ex. förbättrad jordartskarta för jordbruksmark) som ett kompletterande uppdrag. Vill uppdragsgivaren dessutom köra olika scenarier med ändrad näringsbelastning så krävs i regel ytterligare kompletterande indata. Detta för att på ett så realistiskt sätt som möjligt kunna beskriva nuläget m.a.p. på olika åtgärder samt potentialen för dessa i det valda modellområdet.

Utbildning

SLU genomför fortlöpande uppdragsfortbildning i källfördelningsmodellering riktad till myndigheter, kommuner och konsulter inom vattenområdet. I denna utbildning, som i regel avgränsas till en till två dagar, introduceras steg för steg indata till FyrisNP, modellkalibrering, resultatpresentation och scenariosimulering. Denna utbildning ger en bra inblick i vad modellen klarar och inte klarar samt vilka indata man själv kan samla in och förbättra grundscenariot med. Man får också förståelse för vikten av bra kvalitet på utläppsdata och vattenkemiska och hydrologiska mätdata. Utbildningen ger en bra grund inför ev. uppdrag där SLU sätter upp FyrisNP för ett valt avrinningsområde och genomför en modellkalibrering som inkluderar de lokala förbättringar man vill göra. Man har då tillräckliga kunskaper för att själv gå vidare och sätta upp och tillämpa FyrisNP i flera avrinningsområden.

Manual och teknisk beskrivning

För mer detaljer om indata till FyrisNP och modellen som sådan hänvisas till senaste versionen av manual och teknisk beskrivning. Dessa kan laddas ner på länken: <http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/vattennav/vara-modeller/fyrisnp/>. Information om FyrisNP och andra modeller som SLU tillämpar

¹ PLC-data på källfördelad kväve- och fosforbelastning på havet rapporteras in till HELCOM vart 5:e år. Senaste rapporteringen (PLC5) avser år 2006. Underlagsdata och resultat finns tillgängliga på <http://www.smed.se/vatten/data/plc5>.

² Delavrinningsområde.

för kväve- och fosformodellering finns på hemsidan för SLU vattenNAV (<http://www.slu.se/vattennav>).

Beskrivning av indata

I efterföljande tabell beskrivs data som är nödvändiga för såväl grundscenario som ev. lokala förbättringar.

Grundscenario baserat på PLC5 data (SLU sammanställer)

Datotyp	Beskrivning
PLC5-data	Data från SMED:s hemsida: Hydrologisk indelning (delaro), markanvändning, sjöarea, medelhöjd, lutning, P-halt och jordart för jordbruksmark, deposition (på sjöyta och hygge), läckagehalter för jordbruksmark och övrig mark, utsläppskoordinater samt utsläpp (år 2006) från större punktkällor (industrier, reningsverk), mindre punktkällor (C- och U-anläggningar), dagvatten, enskilda avlopp samt fiskodlingar.

Kalibreringsdata (SLU och/eller Vattenmyndigheten sammanställer)

Recipientdata	För kalibrering av modellen behövs tidsserier (helst obrutna) med vattenkemiska mätdata (Tot-P och Tot-N). Data hämtas från SLU:s datavärdskap och kompletteras med lokala data. Även synoptiska provtagningar är värdefulla.
Avrinning	Tidsserier med mätdata eller modellerade data på avrinning. FyrisNP fördelar avrinningen på samtliga delaron utifrån de mätpunkter som nyttjas. Saknas data kan avrinningen modelleras utifrån klimatdata med modellen FyrisQ.
Vattentemperatur	Behövs för retentionsberäkningarna. Om möjligt nyttjas uppmätt vattentemp. I andra hand lufttemp från en av SMHI:s klimat-stationer. Lufttemp kan justeras via ekvation till vattentemp.
Vattendraglängd och bredd	Behövs för retentionsberäkningarna. Från terrängkartan. Behöver ibland kompletteras med de största vattendragen från vägkartan. Om studieområden är små kan det behövas data om dikenas längd och position. Historiska kartor, flygbilder och dränerings-kartor kan användas för att få fram bättre information.

Lokala förbättringar (Vattenmyndigheten sammanställer)

Områdesavgränsning och justering av delarogränser	<p><u>Önskvärt:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> – Mätstationer för vattenkemi och flöde längst ned i delaro. – Större sjöar längst ned i delaro. – Stora punktkällor högst upp i delaro. <p><u>Om delaro-gränser ändras måste nya GIS beräkningar göras för:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> – Areal jordbruksgrödor (IAKS-och blockdata) samt nycklar för att gruppera om IAKS-grödor till PLC5-grödogrupper (SLU gör detta) – Markanvändning (SLU gör detta)
---	---

Utsläpp från punktkällor (reningsverk och industrier)	Tidsserier med månads- eller veckovärden på utsläpp (Tot-N och Tot-P) från punktkällor (reningsverk och industrier). Finns inte detta får årsvärden användas. För större reningsverk ska bräddning ingå i utsläpps-siffran. Utsläpp från mindre punktkällor (C- och U-anläggningar) baseras i PLC5 på schablonberäknade värden. Uppmätta utsläpp innebär således en klar förbättring.
Utsläpp från enskilda avlopp	Underlag till beräkning av utsläpp från olika kommunala register (tillstånds- fastighets- och slamtömningsregister) samt data från eventuella inventeringar.

Lokala förbättringar (SLU kan ta fram i ett utökat uppdrag)

Förbättrad jordartskarta för jordbruksmark	Baserat på SGU:s lokala alternativt regionala jordartskartor och data från SLU:s mark- och grödoinventering kan en förbättrad jordartskarta för jordbruksmark tas fram.
Fosforhalt i jordbruksmark	Data på fosforhalt i jordbruksmark från mark- och grödoinventeringen kan kompletteras med lokala data t.ex. från Hushållningssällskapen.
Läckagehalt för fosfor från jordbruksmark	Förbättrade läckagehalter för fosfor från jordbruksmark kan tas fram genom att använda kontinuerliga värden för lutning och P-halt i mark samt förbättrad jordartskarta och P-haltskarta enligt ovan.
Läckagehalt för kväve från jordbruksmark	Förbättrade läckagehalter för kväve kan tas fram genom att ta hänsyn till växtföljd.
Intern fosforbelastning från sjösediment	Potentialen för P-läckage från bottensediment i sjöar kan bedömas genom fosforfraktionering av skiktade prov från sedimentproppar. Kvantifiering av denna internbelastning sker sedan genom att lägga in den som en egen källa i FyrisNP och kalibrera mot mätdata i sjöns utlopp.
Förbättring av beräkningen av bakgrundsbelastning för fosfor från jordbruksmark	Beräkningen av bakgrundsbelastningen från jordbruksmark är enligt PLC5 metodiken kraftigt förenklad där man använt den lägsta P-klassen i matjorden som bakgrunds nivå för hela landet. I verkligheten varierar P-halt i marken och genom att använda uppmätta P-halter i alven kan man till en viss mån ta hänsyn till naturlig variation i P-halten och därmed justera beräkningen av bakgrundsbelastning för P från åkermark.
Förbättrade höjddata – nya delaro-gränser	Nuvarande indelning i delavrinningsområden grundas på en ganska grov (50x50m) höjdmodell. Framtagning av en ny, högupplöst höjdmodell pågår i stora delar av Sverige och vissa delar blir klara redan under hösten 2010. Utifrån dessa data kan nya noggrannare beräkningar av indelningen i delaro göras efter behov (SLU gör detta).

I inledningen av ett projekt finns det ytterligare två förutsättningar för modellarbetet som måste bestämmas. Det är:

1. **Kalibreringsperiod.** Det måste finnas tidsserier (helst obrutna) med data på avrinning, uppmätt vattenkemi, temperatur och utsläpp från punktkällor för hela kalibreringsperioden. Längden på tidsserierna för någon av dessa datatyper begränsar därför ofta kalibreringsperiodens längd. Samtidigt kan man inte ha hur lång period som helst då markanvändning, läckagehalter, deposition och enskilda avlopp inte hanteras som tidsserier utan med så färsk information som möjligt.

Tidsupplösning. FyrisNP kan användas med både månads- och veckoupplösning. Veckoupplösningen passar bättre för relativt små avrinningsområden med mycket god tillgång på högupplösta indata (t.ex. typområden för jordbruksmark). Månadsupplösning är därför i de flesta övriga fall en lämplig tidsupplösning. Det innebär samtidigt att väldigt snabba processer som kanske sker under ett par timmar, t.ex. erosion, inte fångas på ett tillfredsställande sätt i modellen³. Det är dock svårt att ta hänsyn till snabba processer i retentionsberäkningarna. Retention, eller kvarhållning, av näringsämnen är i detta sammanhang definierat som en skillnad mellan bruttobelastning på ett vattensystem och nettotransporten ut ur det samma för en längre tidsperiod. I det sammanhanget är månad en ”lagom” lång tidsupplösning som dessutom fångas via de flesta recipientkontrollprogram.

³ Om målsättningen är att studera enskilda processer i markläckage, transport och retention av kväve och fosfor så finns andra modellverktyg som SLU tillämpar inom forskning och fortlöpande miljöanalys (t.ex. SOILNDB, ICECREAMDB, SWAT och INCA).

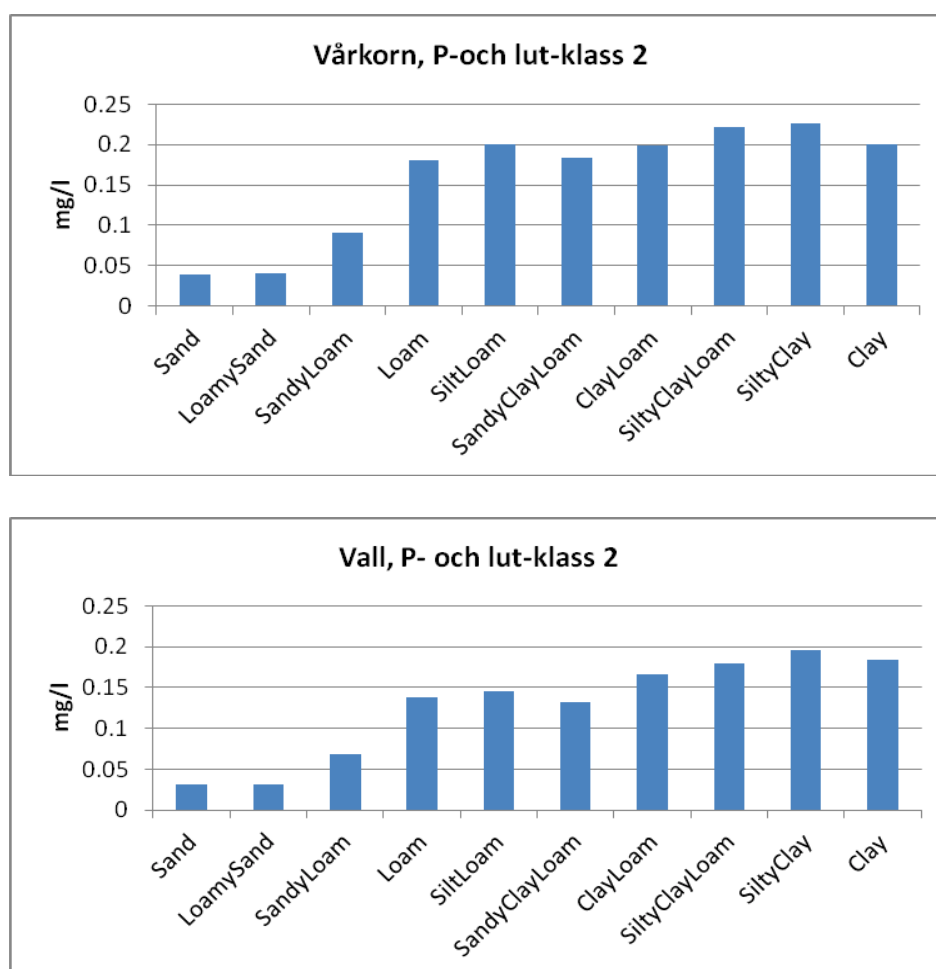
Bilaga 2

Förbättrad indata för jordbruksmark

PLC5 och lokalt anpassade data redovisas och jämförs i följande test för att ge en förståelse för vilka data som är viktiga att uppdatera.

Jordart

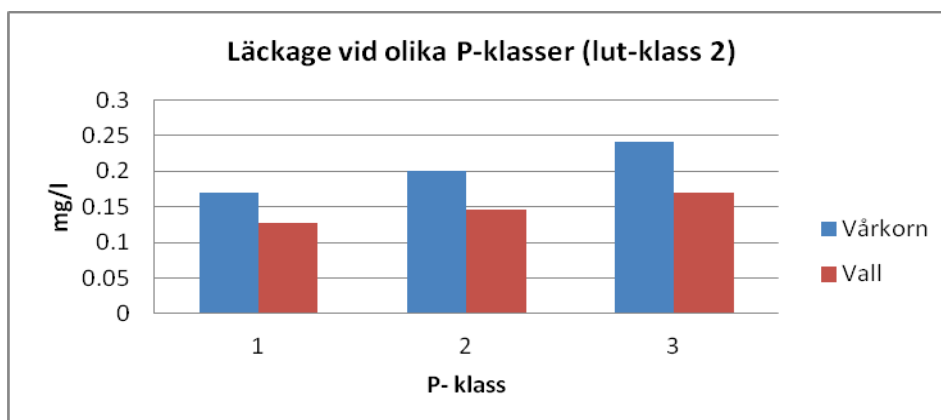
Jordarten har en stor betydelse för fosforläckaget från jordbruksmark (figur 1). Enligt PLC5 klassas områdets jordbruksmark som Silt Loam, dessa data är ganska grova och eftersom vi vill göra en noggrannare undersökning av området så behöver vi titta närmare på jordarten. Därför har information om jordarter samlats in i samarbete med LRF. I projektet har 11 st jordartsprov tagits på väl valda delar av området, analysresultaten visar att 10 av dessa klassas som Silt Loam och ett prov som Silt. I och med dessa resultat kan vi sluta oss till att jordarten i områdets jordbruksmark är just Silt Loam.



Figur 1. Jordartens påverkan på läckagekoefficienten (mg/l) för fosfor för de vanligaste grödorna, vårkorn och vall vid fosfor och lutningsklass 2 i utlakningsregion 15.

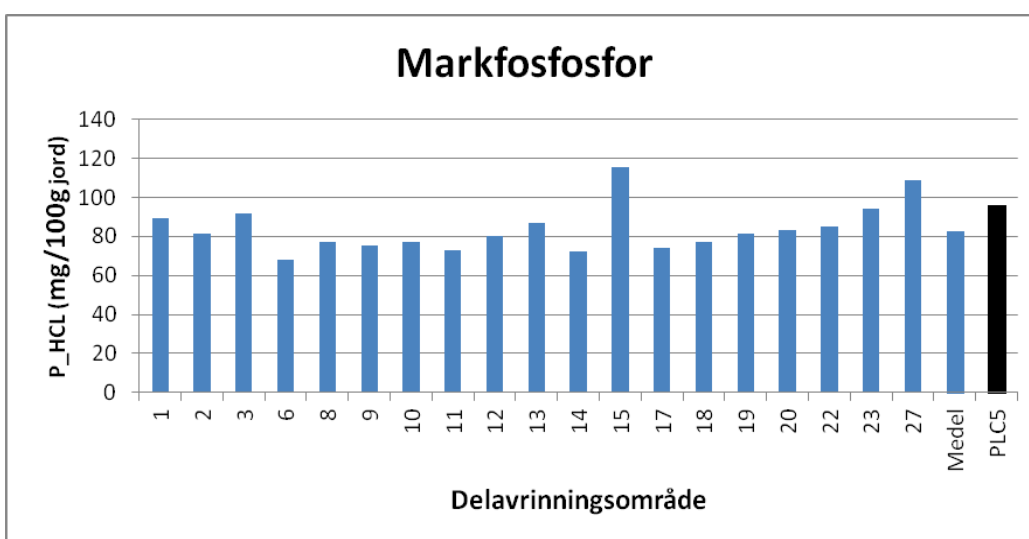
Markfosfor

Innehållet av fosfor (P-HCl) i jordbruksmark har påverkan på fosforläckaget. Ju högre fosforhalt i marken desto högre blir grödornas fosforläckage (Johnsson m.fl., 2008). Fosforhaltens betydelse för läckaget från vårkorn och vall vid lutningsklass 2 och jordarten Slit Loam visas i figur 2.



Figur 2. Fosforklassens betydelse för läckaget från vårkorn och vall vid lutningsklass 2 och jordarten Slit Loam samt produktionsområde 15.

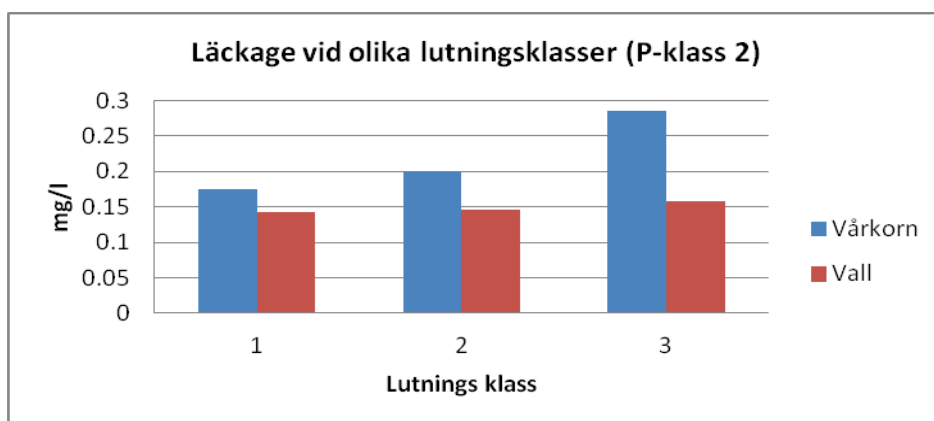
För att förbättra kunskapen om fosforinnehållet i områdets jordbruksmark har 100 markprover tagits i samarbete med LRF. Medelfosforhalten har beräknats för varje delavrinningsområde (figur 3), de avrinningsområden som saknas har inga prover tagits och dessa har givits medelvärdet för hela området. Enligt PLC5 ligger området i fosforklassas 3 vilket är den högsta klassen. Eftersom analyserna av markfosfor visar att P innehåll är lägre betyder det att använd PIC5:s fosforklass så överskattas jordbruksmarkens fosforinnehåll och där med också läckaget.



Figur 3. Medelfosforhalten (P-HCl) i varje delavrinningsområde.

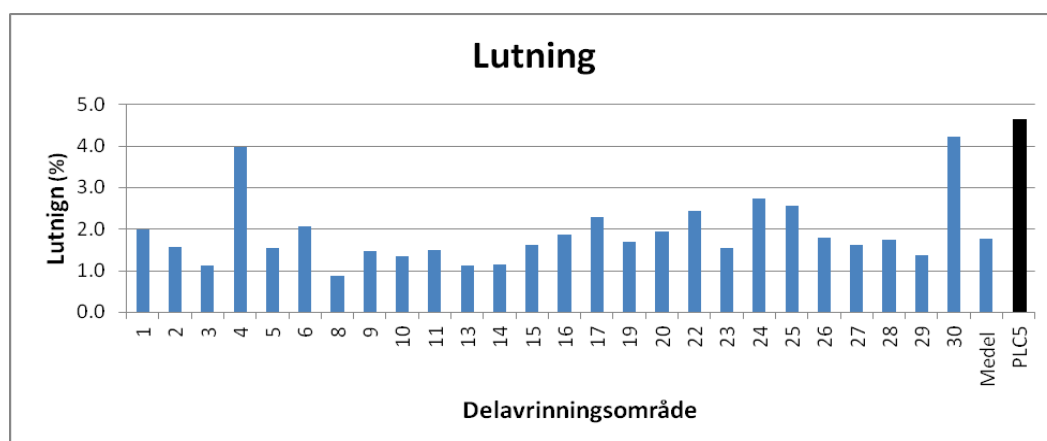
Lutning

Jordbruksmarkens lutning har också betydelse för läckaget. Desto större lutning desto kraftigare blir ytavrinningen vilket ökar grödornas läckagekoefficienter (Johnsson m.fl., 2008). Lutningens betydelse för läckaget från vårkorn och vall vid fosforklass 2 och jordarten Silt Loam visas i figur 4.



Figur 4. Lutningens betydelse för läckaget från vårkorn och vall vid fosforklass 2 och jordarten Slit Loam samt produktionsområde 15.

För de nya delavrinningsområdena beräknas medellutning (%) på jordbruksmark inom 50 meter från vatten (figur 5), med samma metodik som i PLC5 (Brandt m.fl., 2008). De avrinningsområden som saknar jordbruksmark inom 50 meter från vatten, dessa har givits medellutningen för hela området. Enligt PLC5 har Skråmträsket lutningsklass 3 vilket innebär en medellutning på 4.64% (Johnsson m.fl., 2008). Den nya lutningen blir betydligt lägre än klassningen som gjordes i PLC5.



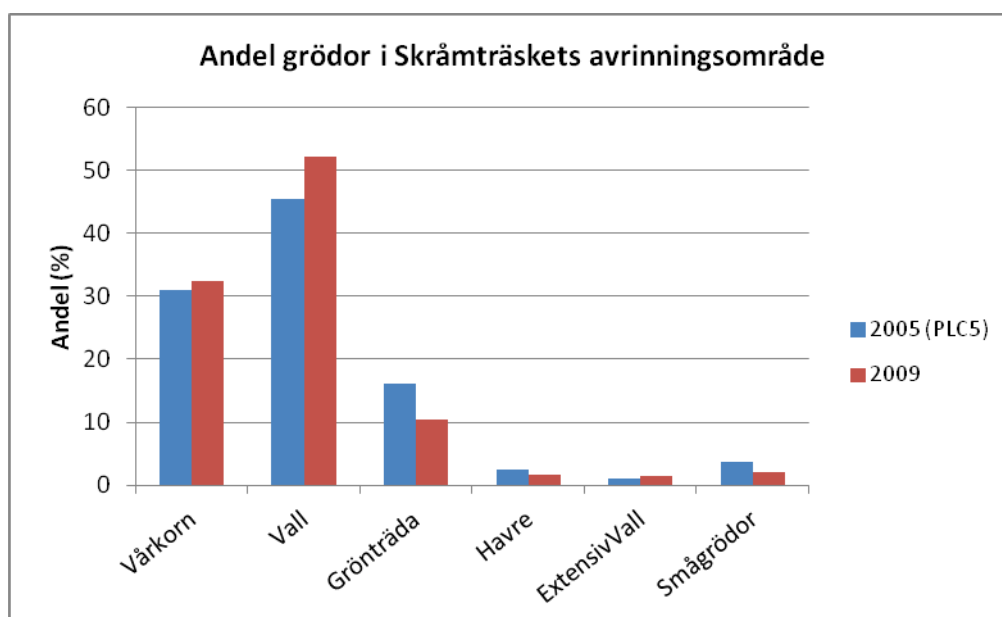
Figur 5. Medellutning (%) på jordbruksmarken inom 50 meter från vatten för samtliga delavrinningsområden. De avrinningsområden som saknas har ingen jordbruksmark inom 50 meter från vatten, dessa har givits medellutningen för hela området.

Jordbruksgrödor

Arealen jordbruksmark har beräknats från uppgifter ur Jordbruksverkets block- och IAKS-data. Området består av totalt ca 16 % jordbruksmark fördelat på ett antal olika grödor. Grödorna har i GIS fördelats på delavrinningsområdena samt delats in i 15 stycken grödklasser enligt samma metodik som används i PLC5 (Brandt m.fl., 2008).

Eftersom källfördelningsmodellen sätts upp för perioden 2008 till och med 2010 görs antagandet att grödfördelning som råder 2009 representera hela modelleringsperioden. Information om grödfördelningen 2009 sammanställs genom att koppla ihop de stödsökta grödors area för 2009 med jordbruksblocken för 2010, jordbruksverkets anvisning. Jordbruksverkets klassning av grödor överförs till den indelning som används i PLC5 som innehåller 15 grödklasser. Arealen för varje grödklass sammanställs per delavrinningsområde.

Total areal jordbruksgrödor för år 2005 är 57,0 ha och för 2009 55,8 ha. De vanligaste grödorna 2009 är vall på dryga 50 %, vårkorn på dryga 30 % och grönträda på ca 10 %. Arealen vall har ökat mellan åren 2005 och 2009 (figur 6) medan arealen grönträda har minskat, övriga grödor odlas i ungefär samma utsträckning.



Figur 6. Grödfördelning (%) åren 2005 och 2009. Total areal jordbruksgrödor är 5,70 km² år 2005 och 5,58 km² år 2009.

Bilaga 3

Uppskattning av internbelastningens storlek

VOLLENWEIDER OECD

Jämviktskoncentrationen för fosfor i sjön Skråmträsket med dagens belastning beräknat med Vollenweider-ekvationen (OECD 1982) hamnar runt 20 µg P/l beroende på sjöns volym och omsättningstid samt vilken ingående koncentration som antas gälla för sjön.

$$TP_{OECD} (1982) \text{ Nordisk kalibrering} = 1,12 * (TP_{in} / (1 + \sqrt{T}))^{0,92}$$

där:

TP_{in} = Inflödeskoncentrationen för totalfosfor till sjön (µg/l)

TP = Totalfosforkoncentrationen i sjön vid jämvikt (µg/l)

T = Vattnets teoretiska omsättningstid (år) = V/Q

V = Sjövolym (m³)

Q = Vattenflöde (m³/år)

Tabell 1. Olika data som använts för beräkning av fosforhalten i sjön Skråmträsket.

	Djupkarta	Djupkarta	FyrisNP tot	FyrisNP 2008	FyrisNP 2009	FyrisNP 2010
TP _{in} (µg/l)	32	32	41	32	36	47
TP (µg/l)	18	19	22	18	20	24
T (år)	0.36	0.30	0.34	0.31	0.31	0.44
V (10 ⁶ m ³)	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2
Q (10 ⁶ m ³ /år)	8.9	10.7	9.3	10.3	10.3	7.4

UPPSKATTNING AV INTERBELASTNINGENS STORLEK

Antagen fosforkoncentration i sjön beräknat med Vollenweider: 20 µg/l

Sjövolym: 3,2 * 10⁶ m³

Teoretisk omsättningstid: 0,36 år

Internbelastning om:

Medelkoncentration uppmätt i Skråmträskets ytvatten är 33 µg/l:

$$= ((33 * 3,2) - (20 * 3,2)) / 0,36 = 116 \text{ kg/år} \Rightarrow 2,2 \text{ kg/vecka ger } 20 \% \text{ retention}$$

Medelkoncentration uppmätt i Skråmträskets utlopp är samma som i sjön är 38 µg/l

(de två högsta värdena är borttagna)

$$= ((38 * 3,2) - (20 * 3,2)) / 0,36 = 160 \text{ kg/år} \Rightarrow 3,1 \text{ kg/vecka ger } 25 \% \text{ retention}$$

Medelkoncentration uppmätt i Skråmträskets utlopp är samma som i sjön är 50 µg/l

(med alla mätvärden):

$$= ((50 * 3,2) - (20 * 3,2)) / 0,36 = 267 \text{ kg/år} \Rightarrow 5,1 \text{ kg/vecka ger ca } 36 \% \text{ retention}$$