



Ljusnan-Voxnans Vattenvårdsförbund



## Transport av fosfor, kväve och suspenderat material i Floråns avrinningsområde samt förslag till belastningsminskande åtgärder

Tony Persson och Daniel Rickström

2021-03-31

## Sammanfattning

Florån har under många år övervakats inom ramen för den samordnade recipientkontrollen och resultaten från denna visar att det finns belastningsproblem i ån med avseende på främst fosfor, men också av suspenderat material. Detta påverkar vattenkvaliteten negativt och är betydande orsaker till att god ekologisk status inte uppnås, varken i vattendraget eller i Florsjön som är recipient för den sträcka av Florån som benämns Färgeriån. För att kunna föreslå och bedöma lämpligheten för olika övergödningshämmande åtgärder så behövs ett bra dataunderlag. Ljusnan-Voxnans vattenvårdsförbund har utfört mätningar av vattenföring och provtagning av totalfosfor, fosfatfosfor, suspenderat material och kväve i Färgeriån under 603 dygn, från februari 2019 till oktober 2020, med syfte att undersöka belastning och belastningsdynamik. Resultaten visar att belastningsdynamiken karaktäriseras av ett mindre antal tillfällen med stor ursköljning av totalfosfor och suspenderat material, men också att amplituden av de båda parametrarna är mindre än jämfört med närliggande vattendrag. Detta betyder att belastningen från området kan karaktäriseras som jämn och hög. Jämförelser med SMHIs modelleringar och beräkningar visar att SMHI överskattar vattenföringen med ca 60 %, totalfosfortransporten med 78 % och transporten av suspenderat material med 39 %. För en niomånaders-period under 2020 så är SMHIs överskattning av totalkvävetransporten 49 %. Synoptiska mätkampanjer som utfördes vid två tillfällen gav en bild om den rumsliga fördelningen av näringsämnesläckaget och även möjlighet att identifiera högläckande delområden. Resultaten från vår- och höstprovtagningarna ger dock inga tydliga indikationer på att något område är mer högläckande än något annat och det är kanske lite förväntat eftersom jordarterna och markanvändningen i avrinningsområdet inte varierar särskilt mycket. Däremot så visar de synoptiska mätningarna att sjöarna i avrinningsområdet uppvisar avvikande resultat och vid olika tillfällen. Om detta är kopplat till internbelastning eller temporär påverkan från jordbruket i närområdet bör utredas då halterna och då även områdesbelastningen kan bli så stor under vissa tidsperioder att det kan påverka prioriteringen och planeringen av eventuella åtgärder. Förutom åtgärder vid källan så presenteras förslag på ett antal åtgärder i vattensystemet. Sedimentationsdammar (översvämningssytor, dammar som samlar fosfor) och tvåstegsdiken är de åtgärder som är lämpliga att utnyttja för att fastlägga (främst) partikulärt bunden fosfor i vattensystemet i Floråns avrinningsområde. På grund av den belastningsdynamik som vattenföringsmätningarna och provtagningen uppvisar med en stor ursköljning av partikulärt bunden fosfor och suspenderat material vid flödestoppar samtidigt som grundhalterna av båda vattenkvalitetsparametrarna är relativt höga även vid lägre vattenföringar så kan både större och mindre areella åtgärder i Färgeriåns närområde vara aktuella för att minska belastningen. Vid de rekognosceringar av lämpliga lokaler för åtgärder som utförts under projektet så har utgångspunkten varit att identifiera bäckar eller diken i områden som dränerar större arealer jordbruksmark och som samtidigt har liten strandlutning och ingen eller lite strandvegetation. På så sätt har två biflöden i avrinningsområdet kunnat identifierats som är lämpliga för anläggande av större sedimentationsdammar och en plats har identifierats i ett biflöde som är lämpligt för anläggandet av ett tvåstegsdike.

Omslagsbild: Strömsträcka i Florån nära mynningen i Florsjön, 20200928.

## Innehåll

Sammanfattning.....	1
1 Inledning.....	3
2 Syfte och utförande.....	3
3 Områdesbeskrivning.....	5
3.1 Avrinningsområdet.....	5
3.2 Miljökvalitetsnorm .....	6
3.2.1 Miljökvalitetsnorm för Florsjön.....	6
3.2.2 Miljökvalitetsnormen för vattenförekomsterna som påverkar Florsjön .....	9
4 Mätningar .....	10
4.1 Vattenföringsmätning .....	11
4.2 Vattenprovtagning .....	13
4.3 Synoptiska mätkampanjer.....	14
5 Resultat.....	14
5.1 Vattenföringsmätningar .....	14
5.2 Vattenkemi .....	15
5.2.1 Fosfor.....	15
5.2.2 Kväve .....	17
5.2.3 Suspenderat material .....	19
5.3 Synoptiska mätningar .....	21
5.4 Belastning från reningsverken.....	22
6 Resultatdiskussion .....	23
7 Åtgärder för att minska belastningen av fosfor .....	24
7.1 Möjliga åtgärder vid källan.....	24
7.2 Möjliga åtgärder i vattensystemet.....	26
8 Förslag till åtgärder för att minska belastningen till vattendraget uppströms Florsjön .....	28
8.1 Förslag på åtgärder vid källan .....	28
8.2 Förslag på åtgärder i vattensystemet.....	29
8.2.1 Sedimentationsdamm vid Bagängesbäckens mynning .....	30
8.2.2 Åtgärder i bäck nära Överbo .....	31
8.2.3 Tvåstegdike i Flor.....	33
Referenser .....	34

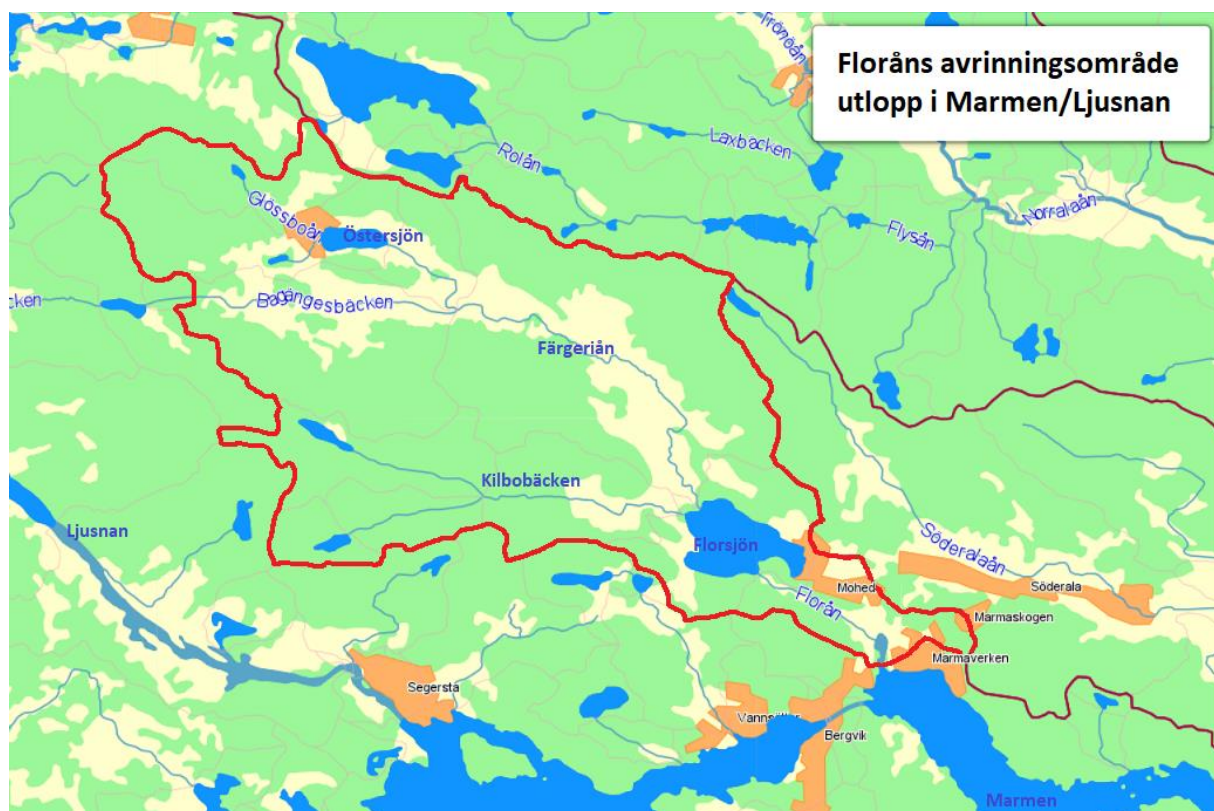


## 1 Inledning

Florån är ca 19 km lång och mynnar Ljusnan, strax väster om Marmaverken. Ån rinner genom sjöarna Östersjön, Florsjön och mynnar i sjön Marmen som är en del av Ljusnan (Figur 1). Avrinningsområdet till ån består, jämfört med övriga vattendrag i regionen, av en mycket stor andel jordbruksmark, särskilt då området uppströms Florsjön som denna undersökning fokuserar på och där vattendraget också kallas Färgeriån. De sjöar som finns i området är få och små.

Vattendraget har under många år övervakats inom ramen för den samordnade recipientkontrollen och resultaten från denna visar att det finns belastningsproblem med avseende på näringsämnen men också av suspenderat material som är det som kanske främst påverkar vattenkvaliteten negativt i ån och sjöarna.

Belastningsproblemen är en betydande orsak till att god ekologisk status inte uppnås i Florsjön (Figur 2), men påverkar också Ljusnan och den kustvattenvattenförekomst som Ljusnan mynnar till, Ljusnefjärden. För att uppnå god status i Florsjön så kommer åtgärder för att minska näringsämnesläckaget att behövas. För att kunna uppnå detta så behövs även åtgärder för att minska intransporten av suspenderat material.



**Figur 1** Floråns avrinningsområde.

## 2 Syfte och utförande

För att kunna föreslå och bedöma lämplighet för olika åtgärder så behövs ett bra dataunderlag med avseende på vattenföring och flödes- och belastningsdynamik. För Florån så finns inga kontinuerliga vattenföringsmätningar och recipientkontrollprogrammet har en ganska grov temporal upplösning med vattenprovtagning endast åtta gånger per år. Ljusnan-Voxnans vattenvårdsförbund (LVVF) har sökt och beviljats medel från Havs- och vattenmyndigheten för lokala vattenvårdsprojekt, s.k. LOVA-

bidrag, för att identifiera möjliga åtgärder i avrinningsområdet för att minska näringsämnesläckaget. En viktig del i detta arbete är att förbättra dataunderlaget för åtgärdsbedömningarna har inneburit att kontinuerliga vattenföringsmätningar och vattenprovtagning med hög frekvens har utförts i projektet.

Underlag för att identifiera lokaler och möjliga åtgärder i avrinningsområdet för att minska näringsämnesläckaget kan antingen erhållas med hjälp av modellering eller genom mätningar. Den stora nackdelen med att använda modelleringsresultat för lokala åtgärder är att den rumsliga upplösningen blir alltför grov och möjligheten att avgöra från vilka olika delområden belastningen härstammar blir begränsad. Nackdelen med att använda mätningar från recipientövervakningen är att både den rumsliga och temporala upplösningen blir för grov. Mätningarna har oftast utförts i de större vattendragen i avrinningsområdet och i ett begränsat antal punkter då syftet har varit att ge en bild av den totala belastningen och långsiktiga trender.



**Figur 2** Vy mot nordväst över Florsjön med Färgeriåns dalgång som mynnar i nordvästra delen av sjön.

Ett effektivt sätt att identifiera åtgärder och beräkna åtgärdseffekter i lokalskalan, d.v.s. från några hektar (fältet) upp till några km<sup>2</sup> (delavrinningsområdet), är att använda en kombination av integrerade mätningar med hög temporal upplösning i huvudvattendraget och synoptiska mätkampanjer med hög rumslig upplösning i tillflöden såsom bäckar och åkerdiken. Den integrerade mätningen i form av manuell vattenprovtagning och kontinuerlig vattenföringsmätning har utförts under 20 månader och ger totalbelastningen från hela avrinningsområdet. De synoptiska mätkampanjerna utförs vid ett par väl valda tillfällen under året under perioder med olika vattenföring och belastning och ger den rumsliga fördelningen av näringsämnesläckaget och möjlighet att identifiera högläckande delområden. På detta sätt kan man avgöra fördelningen av belastningen från olika delar av avrinningsområdet och på grund av att man har den integrerade provtagningen i vattendraget så kan man även säkerställa att man inte missar viktiga belastningskällor. Den synoptiska provtagningen som utförs under en dag per tillfälle blir en ögonblicksbild av belastningsfördelningen varför mätningarna behöver upprepas ett antal gånger under projektperioden för att ge en bra bild av samvariationen och så att man säkerställer att resultaten är representativa. Vid de synoptiska provtagningskampanjerna så är det viktigt att mäta

vattenföringen för de delområden som ingår så att massbelastningen från de synoptiska mätpunkterna kan jämföras med den integrerade provtagningen i huvudvattendraget. Flödesdynamiken kommer att skilja sig åt mellan huvudvattendraget och dess stora tillrinningsområde som reagerar långsamt på nederbörd och snösmältning jämfört med de mycket mindre delavrinningsområdena som reagerar mycket snabbare. Detta betyder att det är viktigt att välja perioder för de synoptiska provtagningarna där flödesförhållandena är relativt stabila.

Dataunderlaget från den integrerade provtagningen och de synoptiska mätkampanjerna kan användas för att avgöra vilka geografiska områden som skall prioriteras för åtgärder. Underlaget kan också användas till att identifiera lokaler som är lämpliga för olika typer av åtgärder och effekten av den föreslagna åtgärden kan beräknas i relation till den totala belastningen från avrinningsområdet. En annan fördel med kombinationen av integrerade och synoptiska mätningar är att rekognosceringsarbetet för lämpliga åtgärder kan utföras i samband med mätkampanjerna och att kontakterna med markägare kan etableras tidigt i processen.

### 3 Områdesbeskrivning

#### 3.1 Avrinningsområdet

Florån är ca 19 km lång från och rinner upp i området väster om Rengsjö, Bollnäs kommun, där flera mindre vattendrag rinner vidare till Östersjön, vid vars utlopp det egentliga huvudvattendraget börjar. Florån mynnar strax väster om Marmaverken i sjön Marmen som är en del av Ljusnan (Figur 1). Huvudvattendraget har olika namn på olika delsträckor: väster om Östersjön så förekommer namnet Glössboån och på sträckan mellan Östersjön och Florsjön så förekommer, i ordning från uppströms till nedströms, namnen Östersjöån, Glössboån och Färgeriån och först nedströms Florsjön så får ån namnet Florån.

Avrinningsområdet uppströms utloppet i Marmen är 116 km<sup>2</sup> och domineras till 71 % av *skogsmark* och 17 % *jordbruksmark* (Figur 1). Det finns också ett betydande inslag av det som klassificeras som *hedmark och övrig mark* med en markanvändning på knappt 5 %. Den jordart som förekommer mest frekvent är *morän* som finns i 44 % av avrinningsområdet. Jordarterna som klassificeras som *tunn jord och kalt berg* kal förekommer i ungefär samma omfattning som jordarten silt, med 15 % respektive 13 %, följt av *grovjord* med ca 10 %. Andelen sjöar och vattendrag är knappt 4 % och de två största sjöarna, Östersjön och Florsjön, har ytareor av 0,66 respektive 3,2 km<sup>2</sup>. I avrinningsområdet så listar SMHI en dammanläggning.



**Figur 3** Östersjön vid Rengsjö med omgivande jordbruksmark. Bilden är tagen på norra sidan av sjön i riktning mot sydväst.



Delavrinningsområdet uppströms Florsjön är fokus för denna undersökning på grund av att andelen jordbruksmark är anmärkningsvärt hög, hela 21 %, samtidigt som andelen sjöar och vattendrag bara är 1 %. Nästan all jordbruksmark ligger också i direkt anslutning till sjöarna och ån och dess närområde och dränerar direkt till ån via mindre bäckar och diken (Figur 3 och Figur 4).



**Figur 4** Östersjön nära utloppet till Färgeriån. Bilden är tagen på östra sidan av sjön i riktning mot nordväst.

### 3.2 Miljö kvalitetsnorm

Huvudflödet Florån delas i Vattenmyndigheternas förvaltningscykel 3 (2017-2021) in i tre vattenförekomster: dels en delsträcka längst uppströms i avrinningsområdet som mynnar i Östersjön (SE680601-154267), dels en delsträcka mellan Östersjön och Florsjön (SE680286-154953) samt den längst nedströms liggande delsträckan som mynnar i Marmen/Ljusnan (SE679670-155522). Tre ytterligare vattenförekomster påverkar Florsjön, vattendraget som rinner mellan Västersjön och Östersjön (SE680496-154303), Bagängesbäcken (SE680398-154345) samt Kilbobäcken (SE679943-154965) som mynnar direkt i Florsjön. Alla vattenförekomster rinner genom jordbruksdominerade avrinningsområden förutom den längst nedströms liggande vattenförekomsten som mynnar i Marmen/Ljusnan (Figur 1).

#### 3.2.1 Miljö kvalitetsnorm för Florsjön

Miljö kvalitetsnormen för Florsjön (SE679755-155350) är att den ska uppnå god ekologisk status till år 2027, men förslaget till ny miljö kvalitetsnorm är att god ekologisk status ska uppnås till 2033. Anledningen är de stora problemen med övergödning som innebär att kvalitetsfaktorn näringsämnen är klassad till måttlig och som även påverkar att de biologiska kvalitetsfaktorerna inte kan uppnå god status i tid. Direkt kopplad till övergödningen är syrgasförhållandet som är klassat till dålig. I VISS noteras att även om åtgärder genomförs till år 2027 så kommer det krävas ytterligare tid för vattenmiljön att återhämta sig och för att åtgärderna ska nå full effekt. Vattenförekomsten har därför undantag med tidsfrist till 2033 på grund av naturliga förhållanden. Beroende av vilken prioritet som föreslagits för åtgärdsgenomförandet i uppströmsliggande vattenförekomster kan tidsfristen behöva förlängas till 2039.

Den hydromorfologiska kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd i sjöar är klassad till måttlig på grund av parametern *närområdet runt sjöar* som klassas som måttlig då 16 % av området är påverkat av aktivt brukad mark eller anlagda ytor.

Övriga hydromorfologiska kvalitetsfaktorer som är klassade men inte uppnår god status och som inte har direkt koppling till det intensiva jordbruket i området är konnektivitet i sjöar och parametern *längsgående konnektivitet i sjöar*. Klassningen har baserats på att det finns ett eller flera artificiella definitiva vandringshinder för fisk i nedströms liggande vattenförekomst vilka begränsar vandringsmöjligheterna för vandringsbenägna fiskarter. Dessa bedöms påverka fiskfaunan i förekomsten.

**Tabell 1a** Statusklassningar för vattenförekomsterna i Floråns avrinningsområde.

	<b>Vattenförekomst</b>		
	SE680601-154267 "Glössboån"	SE680496-154303 "Västersjön-Östersjön"	SE680398-154345 "Bagängesbäcken"
Ekologisk status	Måttlig	Måttlig	Måttlig
	<b>Biologiska kvalitetsfaktorer</b>		
Påväxt-kiselalger - IPS-index för kiselalger - ACID - Surhetsindex för vattendrag och sjöar	Ej klassad Ej klassad Ej klassad	Ej klassad Ej klassad Ej klassad	Ej klassad Ej klassad Ej klassad
Fisk - Fisk i rinnande vatten (VIX)	Ej klassad Ej klassad	Ej klassad Ej klassad	Måttlig Ej klassad
	<b>Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer</b>		
Näringsämnen	Måttlig	Måttlig	Måttlig
Förurning	Ej klassad	Ej klassad	Ej klassad
Särskilda förorenande ämnen	Ej klassad	Ej klassad	Ej klassad
	<b>Hydromorfologi</b>		
Konnektivitet i vattendrag -- Konnektivitet uppströms och nedströms	Ej klassad Ej klassad	Ej klassad Ej klassad	Måttlig Måttlig
Hydrologisk regim i vattendrag - Specifik flödesenergi i vattendrag	Ej klassad Ej klassad	Ej klassad Ej klassad	Måttlig Måttlig
Morfologiskt tillstånd i vattendrag - Vattendragsfårans form - Vattendragets planform - Vattendragsfårans bottensubstrat - Strukturer i vattendraget - Vattendragsfårans kanter - Vattendragets närområde - Svämplanets strukturer och funktion	Måttlig Ej klassad Ej klassad Ej klassad Ej klassad Ej klassad Måttlig Måttlig	Måttlig Ej klassad Ej klassad Ej klassad Ej klassad Ej klassad Ostillfredsställande Måttlig	Måttlig Måttlig Ej klassad Ej klassad Ej klassad Måttlig Måttlig Ostillfredsställande



**Tabell 1b** Statusklassningar för vattenförekomsterna i Floråns avrinningsområde.

	Vattenförekomst		
	SE680286-154953	SE679943-154965	SE679670-155522
	"Färgeriån"	"Kilbobäcken"	"Florån"
Ekologisk status	Måttlig	Måttlig	Måttlig
	Biologiska kvalitetsfaktorer		
Påväxt-kiselalger - IPS-index för kiselalger - ACID - Surhetsindex för vattendrag och sjöar	Ej klassad Ej klassad Ej klassad	God Hög God	Ej klassad Ej klassad Ej klassad
Bottenfauna	Ej klassad	Ej klassad	Ej klassad
Fisk - Fisk i rinnande vatten (VIX)	Måttlig Ej klassad	Måttlig Ej klassad	Måttlig Dålig
	Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer		
Näringsämnen	Måttlig	God	Måttlig
Försurning	Ej klassad	God	Ej klassad
Särskilda förorenande ämnen	God	Ej klassad	God
	Hydromorfologi		
Konnektivitet i vattendrag - Konnektivitet uppströms och nedströms	Dålig Dålig	Dålig Dålig	Dålig Dålig
Hydrologisk regim i vattendrag - Specifik flödesenergi i vattendrag	God God	Otillfredsställande Otillfredsställande	Måttlig Måttlig
Morfologiskt tillstånd i vattendrag - Vattendragsfårans form - Vattendragets planform - Vattendragets bottensubstrat - Strukturer i vattendraget - Vattendragsfårans kanter - Vattendragets närområde - Svämplanets strukturer och funktion	God God Hög God God God Måttlig Otillfredsställande	Otillfredsställande Otillfredsställande Otillfredsställande Otillfredsställande Otillfredsställande Otillfredsställande Otillfredsställande Otillfredsställande	Måttlig Måttlig Måttlig Måttlig Måttlig Måttlig Måttlig God

### 3.2.2 Miljökvalitetsnormen för vattenförekomsterna som påverkar Florsjön

Miljökvalitetsnormen (MKN) är god ekologisk status till 2027, men i Ingen av vattenförekomsterna uppnår i dagsläget god ekologisk status (Tabell 1a-b). Statusklassningarna för respektive vattenförekomst redovisas i Tabell 1a och 1b. För översiktligheten och den geografiska orienteringens skull så har de lokala namnen på vattendragen skrivits ut även om de inte står listade i VISS. För den enda vattenförekomsten som är belägen nedströms Florsjön, vattenförekomsten Florån som mynnar i Marmen/Ljusnan (SE679670-1555522), så föreslås en ny miljökvalitetsnorm, att god ekologisk status skall uppnås till år 2033.

Antalet parametrar som är klassade för de olika vattenförekomsterna skiljer sig kraftigt åt. De kvalitetsfaktorer och parametrar som inte är klassade för någon av vattenförekomsterna har utelämnats i Tabell 1. Mest noterbart av det som inte är klassat är den biologiska kvalitetsfaktorn *bottenfauna* och flera parametrar som används för klassificeringen av den hydromorfologiska kvalitetsfaktorn *hydrologisk regim*. Generellt kan sägas att färre kvalitetsfaktorer och parametrar är klassade för de vattenförekomster som är belägna långt uppströms i avrinningsområdet. Gemensamt för alla vattenförekomster är att de är klassade till att i dagsläget ha måttlig ekologisk status. Också noterbart är att de biologiska kvalitetsfaktorerna bara klassade för en vattenförekomst, Kilbobäcken (SE679943-154965) och klassningen är utförd för 2 av 3 biologiska kvalitetsfaktorer. *Påväxt-kiselalger* är klassad som god och *fisk* är klassad som måttlig.

I VISS så anges att de främsta orsakerna till att god ekologisk status inte uppnås i huvudvattendraget, d.v.s. vattenförekomsterna Glössboån, Färgeriån och Florån, att det finns övergödningssproblem och påverkan av närområdet och att båda problemen är till stor del kopplade till det omfattande jordbruket. För övergödningssproblematiken så är det kvalitetsfaktorn *näringsämnen* som är central. Det är då uppmätt totalfosforhalten jämfört med en beräknad referenshalt som anger påverkan. För vattendragen direkt nedströms Florsjön, Florån, och direkt uppströms, Färgeriån, så finns mätningar som visar att statusen är måttlig. För Florån så är referenshalten för Tot-P 17,59 µg/l och den uppmätta halten 29,51 µg/l. För Färgeriån så är referenshalten för Tot-P högre, 20,44 µg/l, och den uppmätta halten så hög som 44,21 µg/l. Den uppmätta halten i Florsjön är 29,06 µg/l och där är referenshalten beräknad till 12,02 µg/l.

Markanvändningen som i *vattendragets närområde* anges till aktivt brukad mark och anlagda ytor, varierar mellan 27-32 %. Med aktivt brukad mark menas påverkan från hyggen, aktivt brukad åkermark och fruktodling (ej betes- och slåttervall). Med anlagda ytor så menas hårdgjorda ytor i samband med exploateringar av olika slag, t.ex. bebyggelse, hus, väg eller järnväg. Även *svämplanets strukturer och funktion i vattendrag* är en parameter som är kraftigt påverkad av jordbruket och i området direkt uppströms Florsjön, d.v.s. Färgeriån så är klassningen otillfredsställande och påverkan uppgår till 50 %.

Övrig påverkan från näringsämnen som noteras i VISS är att den finns en betydande påverkan från reningsverk och även från enskilda avlopp. I avrinningsområdet så finns två reningsverk, ett i Rengsjö som direkt påverkar Östersjön och nedströms liggande vattendrag och sjöar, Färgeriån, Florsjön och Florån, och ett i Glössbo som direkt påverkar Färgeriån nedströms liggande Florsjön och Florån.

Förutom påverkan på kvalitetsfaktorer som kan kopplas till jordbruket i Floråns och Florsjön närområde så är en betydande orsak till att god ekologisk status inte uppnås påverkan av vandringshinder som försvårar för fisk och annan fauna att fritt förflytta sig i vattendragssystemet. Den hydromorfologiska kvalitetsfaktorn *konnektivitet* är klassad som dålig både för Florån och för Färgeriån (Figur 5).





**Figur 5** Vandringshinder i Färgeriån.

## 4 Mätningar

Manuell vattenprovtagning och kontinuerlig vattenföringsmätning utfördes vid bron vid väg 628 där denna passerar Färgeriån i Flor ca 1 km uppströms mynningen i Florsjön. Syftet med mätningarna var att få bättre kännedom om vattenföringen flödesdynamiken och massbelastningen av fosfor och



suspenderat material från uppströmsområdet. Det finns ingen mätning av vattenföringen på någon lokal i Floråns avrinningsområde och recipientprovtagningen har grov temporal upplösning. Planen var att även ha automatisk vattenprovtagning, men det visade sig vara omöjligt att genomföra då tillgång till el inte fanns i nära anslutning till mätplatsen. Den automatiska vattenprovtagaren behöver vara eluppvärmd under vintersäsongen så att inte provtagnings slangar och annan utrustning fryser. Uppvärmningen utesluter också batteridrift på grund av den höga elförbrukningen vilket skulle göra batteribytena opraktiskt täta. Vattenprovtagningen påbörjades den 29 februari 2019 och avslutades den 22 oktober 2020, d.v.s. vattenprovtagningen pågick under sammanlagt 603 dygn.

#### 4.1 Vattenföringsmätning

Kontinuerliga vattenföringsmätningar utfördes i Färgeriån under bron vid Flor. Metoden som användes var kontinuerlig vattenståndsmätning och framtagandet av en avbördningskurva för sektionen:

$$Q = k(h - h_0)^\beta \quad (1)$$

där

$Q$  = vattenföring ( $\text{m}^3/\text{s}$ )

$k$  = konstant (-)

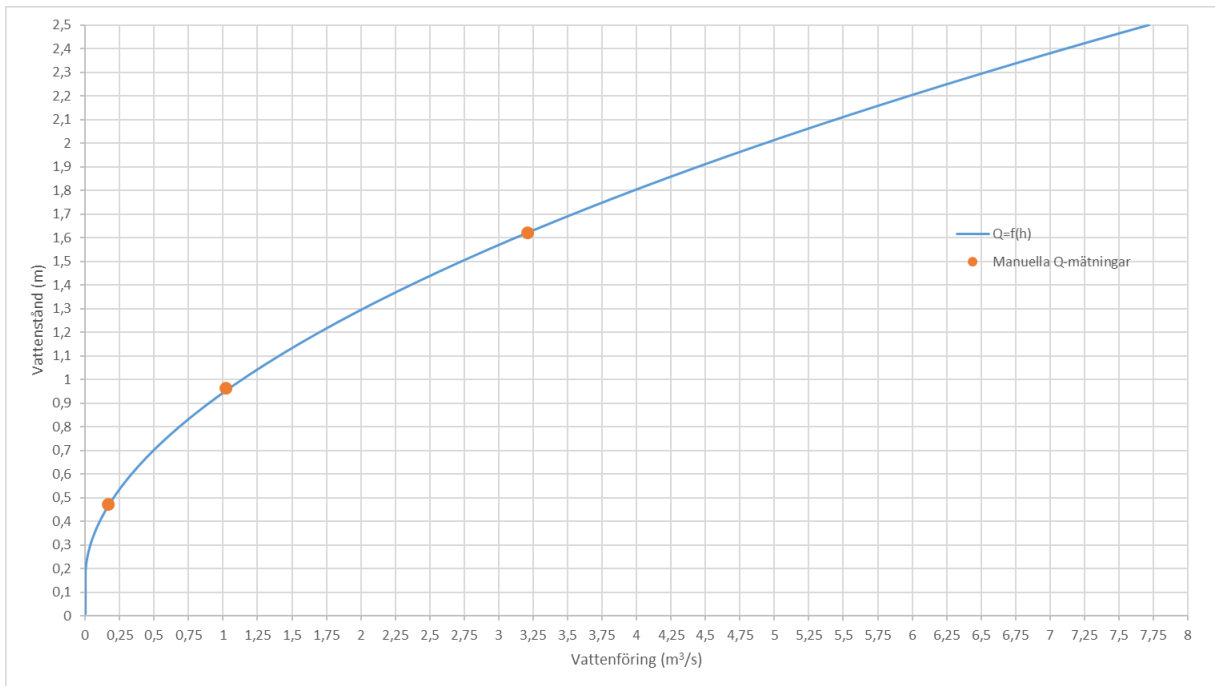
$\beta$  = konstant (-)

$h$  = uppmätt vattennivå (m)

$h_0$  = konstant för vattenståndet när flödet är 0 (m)

Vattennivån ( $h$ ) mäts kontinuerligt med en tryckgivare, i detta fall en nivålogger av fabrikat STS DL.WMS/GPRS/R och en avbördningskurva (1) tas fram som anger vattenföringen som funktion av vattenståndet,  $Q=f(h)$ . Konstanterna  $k$ ,  $\beta$ , och  $h_0$  bestäms genom att vattenföringen mäts manuellt vid ett antal låg-, medel- och högflödestillfällen och sedan korreleras med aktuellt vattenstånd (Figur 6).

När man väljer lokal för installation av nivågivaren så bör man helst välja en plats där man har en bestämmande sektion, d.v.s. där vattnet övergår från stillaflytande till snabbt strömmande och undvika lokaler som översvämmas. Lokalen vid i Färgeriån är vid låga flöden en bestämmande sektion och är väldigt definierad med betongfundament på båda stränder och hård botten (Figur 7). Trycksensorn monterades så nära botten av vattendraget som möjligt (d.v.s. alltid under den lägsta förväntade vattennivån). Nivåloggern fjärrtöms på data en gång per dygn. Mätning av vattenföringen sker var 10:e minut.



**Figur 6** Avbördningskurva för Färgeriån vid bron i Flor.



**Figur 7** Mät- och provtagningsstation vid bron i Flor. I det galvaniserade röret vid bronns vänstra strand så sitter en nivålogger monterad vid botten. Den vänstra bilden är tagen den 4 juni 2020 och vattenföringen är 130 l/s. Den högra bilden är tagen den 7 oktober 2020 och vattenföringen är 805 l/s.

## 4.2 Vattenprovtagning

Med hjälp av vattenprovtagning med hög tidsupplösning så kan vattendragets vattenförings- och belastningsdynamik följas under året och ge en detaljerad förståelse av belastningsvariationen och totaltransporten av fosfor, suspenderat material och för utvalda tidsperioder även ett antal kväveparametrar. Vattenprovtagningen utfördes manuellt med start den 28 februari 2019 och slut den 22 oktober 2020. Totalt så togs vattenprover vid 65 tillfällen i Färgeriån vid bron i Flor. Vid varje provtillfälle togs vattenprover för analys av totalfosfor, fosfatfosfor och suspenderat material. Under 2020 togs även 33 prover av Tot-N, NO<sub>2</sub>/NO<sub>3</sub>-N samt NH<sub>4</sub>-N. För en mätperiod av 603 dygn så innebär det att vattenprov för parametrarna Tot-P, PO<sub>4</sub>-P och suspenderat material togs med intervallet 9,3 dygn.



Vattenprovtagning i Färgeriån vid bron i Flor.



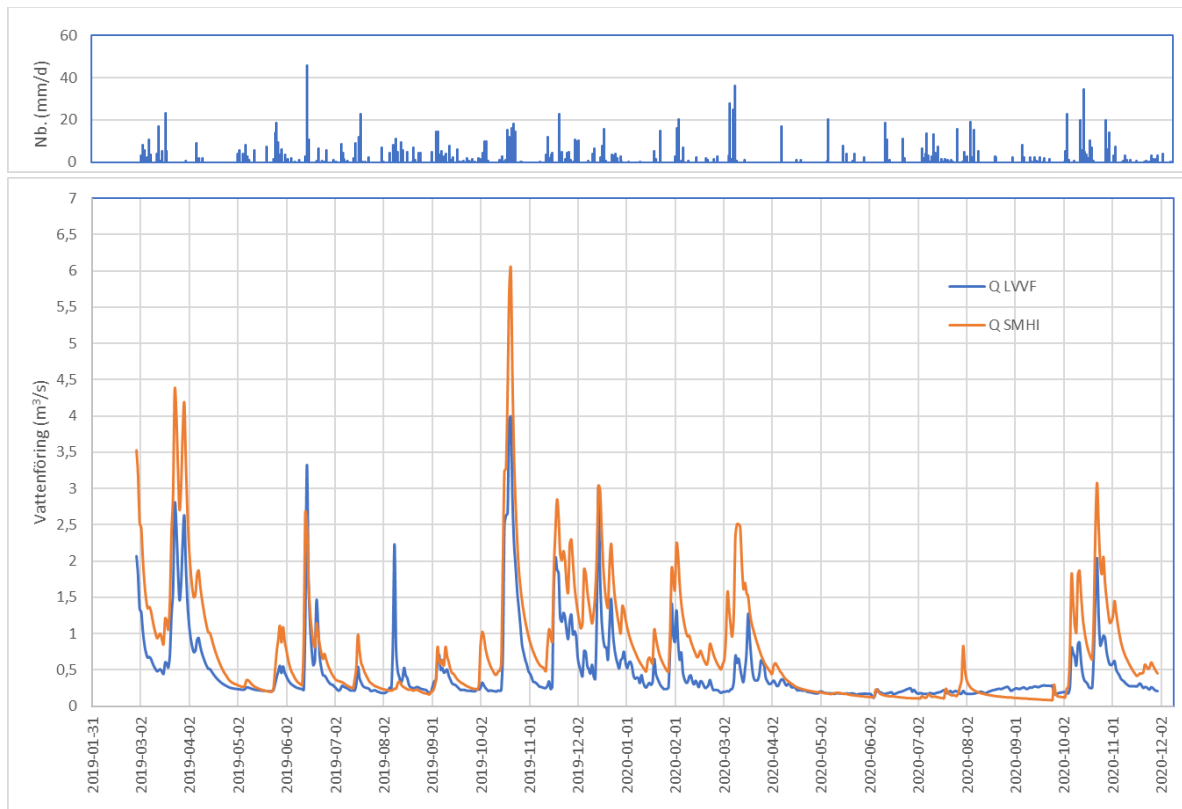
### 4.3 Synoptiska mätkampanjer

Utöver den kontinuerliga provtagningen så utfördes två synoptiska mätkampanjer med manuell provtagning och flödesmätning i avrinningsområdet uppströms Florsjön. Mätkampanjerna utfördes den 17 april 2019 och den 8 oktober 2020. Vid kampanjerna så togs prover på totalfosfor, fosfatfosfor, suspenderat material samt total-, nitrit-, nitrat- och ammoniumkväve. I samband med den synoptiska provtagningen så rekognoscerades området för möjliga åtgärdslokaler.

## 5 Resultat

### 5.1 Vattenföringsmätningar

Den uppmätta medelvattenföringen i Färgeriån vid mätstationen vid bron i Flor för perioden 28 februari 2019 till 30 november 2020 är 0,47 m<sup>3</sup>/s. Hydrografen visar en period på 642 dygn och innefattar vår-, sommar- och hösthydrografen för åren 2019 och 2020 och vinterhydrografen för år 2019/2020 (Figur 8). Åren uppvisar stora skillnader där våren 2019 har en uttalad vårflood i mitten av mars jämfört med våren 2020 där toppar i vattenföringen korresponderar till nederbörd och då i form av regn och detta är tydligt för hela vintersäsongen 2019/2020 där den milda vintern ger liten lagring av snö vilket betyder att vattenföringstopparna är direkt kollade till nederbördstillfällena. Detta blir särskilt tydligt under det kalla halvåret då vi inte har någon växtsäsong samtidigt som avdunstningen är låg. Sommaren 2019 uppvisar mycket större vattenföringsvariationer än under sommaren 2020 och detta beror givetvis på att det regnade mer men också på den uteblivna vårflooden och att våren och försommaren 2020 var väldigt nederbördsfattig. På grund av de små markvattenmagasinen och en ökad avdunstning under sommaren så ger inte regnandet någon större effekt på avrinningen förrän ett intensivt regnväder i början av oktober 2020 som ger en mycket kraftig ökning av vattenföringen i Färgeriån.



**Figur 8** Uppmätt vattenföring i Färgeriån vid bron i Flor för perioden 20190228-20201130. Den övre figuren visar dygnsnederbörden för samma period.

Den av SMHI beräknade medelvattenföringen för åren 1981-2010 är 0,77 m<sup>3</sup>/s och SMHIs modellerade medelvattenföring för samma period som mätningarna pågick är 0,78 m<sup>3</sup>/s vilken kan jämföras med den uppmätta som är 0,47 m<sup>3</sup>/s. SMHIs modellerade vattenföring överskattas alltså med 64 %. Modellen överskattar systematiskt både höga och låga flöden. Den uppmätta vattenföringen och SMHIs modellerade uppvisar dock en relativt god temporal överensstämmelse där flödestoppar och lågflödesperioder sammanfaller väl över året (Figur 7). SMHIs högsta modellerade vattenföring under högflödesperioden i mitten av oktober 2020 är 6,04 m<sup>3</sup>/s och mätningarna uppvisar 3,99 m<sup>3</sup>/s som högst, d.v.s. en överskattning av toppflödet med ca 50 % och detta gäller för de flesta uttalade flödestoppar under perioden. Det är också tydligt att de högre modellerade flödestopparna innebär ett längre recessionsförlopp, d.v.s. att varaktigheten på de högre modellerade flödena blir längre.

En jämförelse med det hydrologiska året 1 oktober 2019 till 30 september 2020, visar en uppmätt medelvattenföring på 0,44 m<sup>3</sup>/s och en av SMHI modellerad vattenföring på 0,74 m<sup>3</sup>/s (d.v.s. nära ett "SMHI-normalår" för vattendraget). Detta innebär att den uppmätta specifika avrinningen blir ca 6,2 l/(s\*km<sup>2</sup>) jämfört med SMHIs 9,9 l/(s\*km<sup>2</sup>), vilken är ca 60 % större. För perioden 1985-2000 är den specifika avrinningen i området 6-8 l/(s\*km<sup>2</sup>). Nederbörden under perioden är 729 mm vilket är nära årsnederbörden 701 mm för åren 2006-2019. Detta tyder på att SMHIs modellerade avrinning är kraftigt överskattad.

## 5.2 Vattenkemi

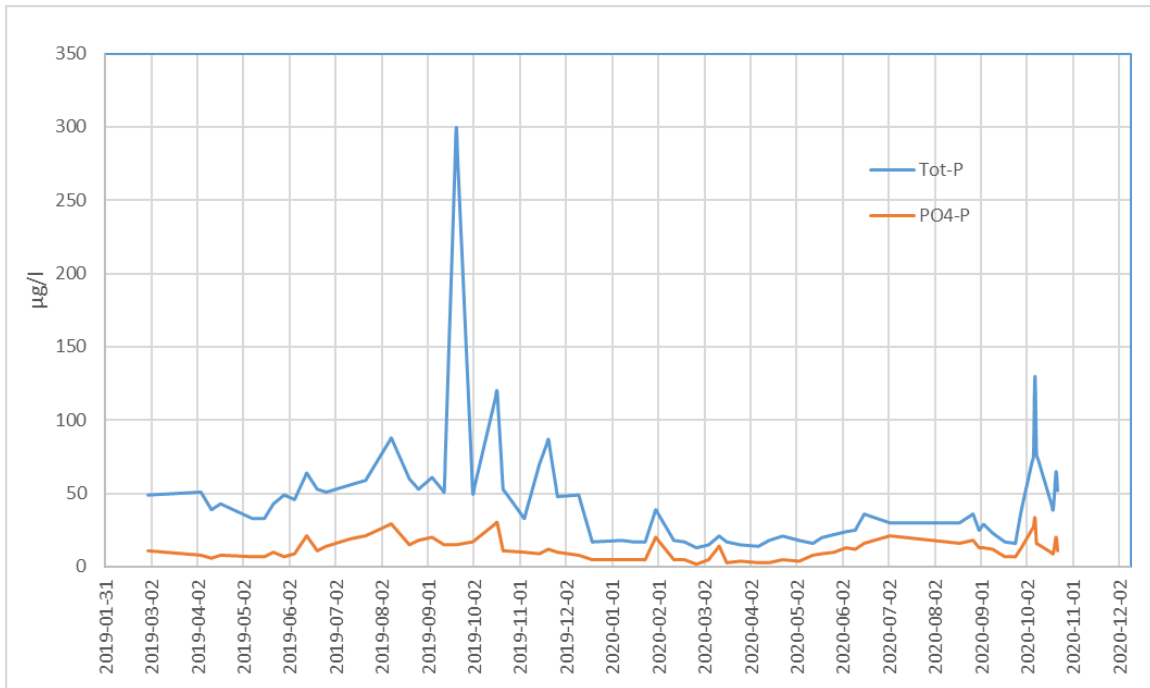
### 5.2.1 Fosfor

Den uppmätta interpolerade medelkoncentrationen för totalfosfor för perioden var 43,6 µg/l och för fosfatfosfor var medelkoncentrationen 12,1 µg/l. Fosfatfosforkoncentrationen är alltså i medeltal 28 % av totalfosforkoncentrationen (Figur 9).

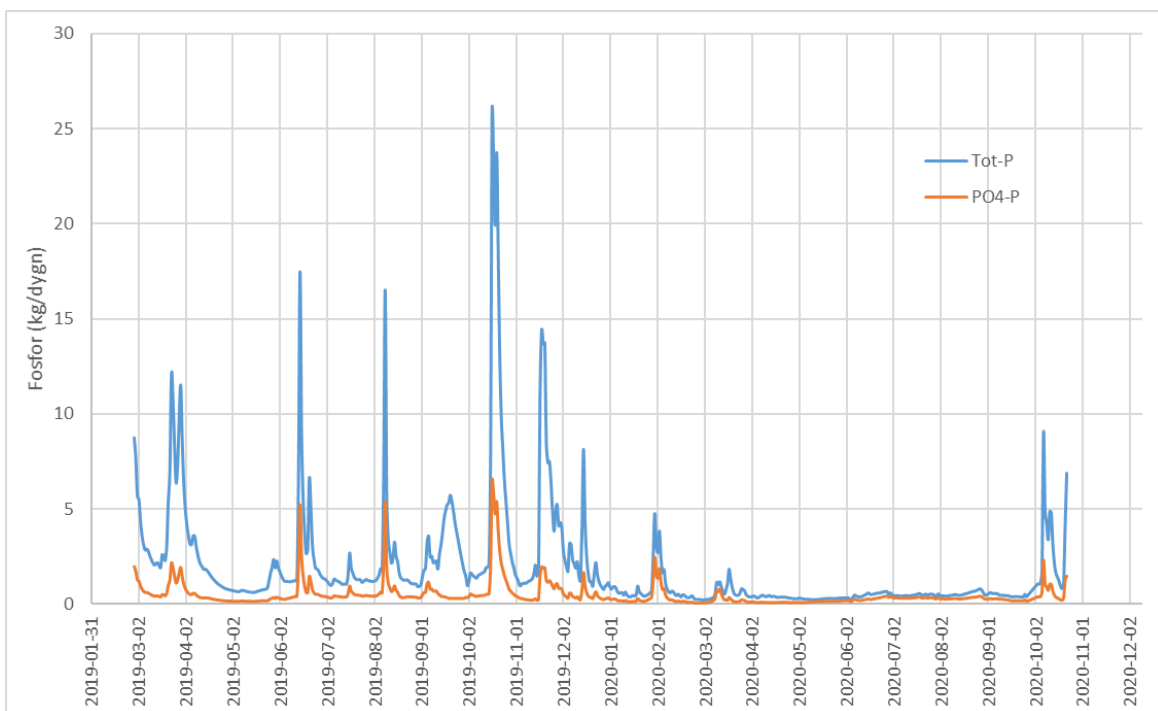
Koncentrationerna av fosfor korrelerar mycket väl med vattenföringen och flödestoppar ger ofta också toppar i fosforkoncentrationen. Ett mönster som kan urskiljas är att när två större flödestoppar följer tätt in på varandra så har den senare toppen jämfört med vattenföringen en proportionellt lägre fosforkoncentration. Detta är mycket tydligt vid flödestopparna för perioden från november 2019-mars 2020. Vid den första flödestoppen så har toppvärdet för totalfosforkoncentrationen redan inträffat. Vid den andra flödestoppen så blir koncentrationsökningen mindre uttalad. Orsaken är att den första flödestoppen sköljer ut fosfor ur marksystemet så att när nästa flödestopp inträffar så finns mindre fosfor kvar att skölja ut. Ytterligare ett exempel på denna process uppvisas vid flödestopparna i oktober 2020. Fosforkoncentrationerna är mycket högre vid den första flödestoppen än jämfört med den andra, även fast vattenföringen är högre vid den senare toppen. Det är tydligt att en stor ursköljning av fosfor sker även vid ganska beskedliga flödestoppar på 2 till 5 gånger medelvattenföringen. En oförklarligt hög totalfosforkoncentration på 300 µg/l kan observeras i mitten av september 2019. Ingen flödestopp observerades och inga förhöjda halter av fosfatfosfor kunde heller observeras.

Under perioden från senvåren till tidig höst 2020 så observeras att andelen fosfatfosfor av totalfosfor är mycket högre än för samma period 2019. Detta har sannolikt att göra med ursköljningsdynamiken som är helt kopplad till vattenföringen. Sommaren 2019 har flera kraftiga nederbördstillfällen som ger en tydlig och snabb ökning av vattenföringen med ganska kort varaktighet medan sommaren 2020 är nederbördsfattig och har inga flödestoppar alls. Det mesta av fosfor som sköljs ut under sommaren 2019 är partikelbundet och fosfatfosforkoncentrationerna är jämförelsevis låga, medan en jämn transport av i huvudsak löst fosfor sker under sommaren 2020.

Det kan noteras att absolutkoncentrationerna av löst fosfor är ungefär desamma under sommaren 2019 och sommaren 2020.



**Figur 9** Koncentration av totalfosfor (Tot-P) och fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P) i Färgeriån vid bron i Flor.



**Figur 10** Dygnsbelastning av totalfosfor (Tot-P) och fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P) i Färgeriån vid bron i Flor.

Den totala transporten av totalfosfor under perioden på knappt 20 månader uppmätts till 1173 kg och av dessa så står fosfatfosfortransporten för 288 kg eller ca 25 % av totaltransporten (Figur 10).



Dygnstransporten uppgår under ungefär halva mätperioden (303 dygn) till under 1 kg/dygn och uttransporten sker vid varje distinkt flödestopp. Den största uppmätta uttransporten är 26 kg/dygn.

**Tabell 2** Jämförelse mellan modellberäknad och uppmätt belastning av totalfosfor.

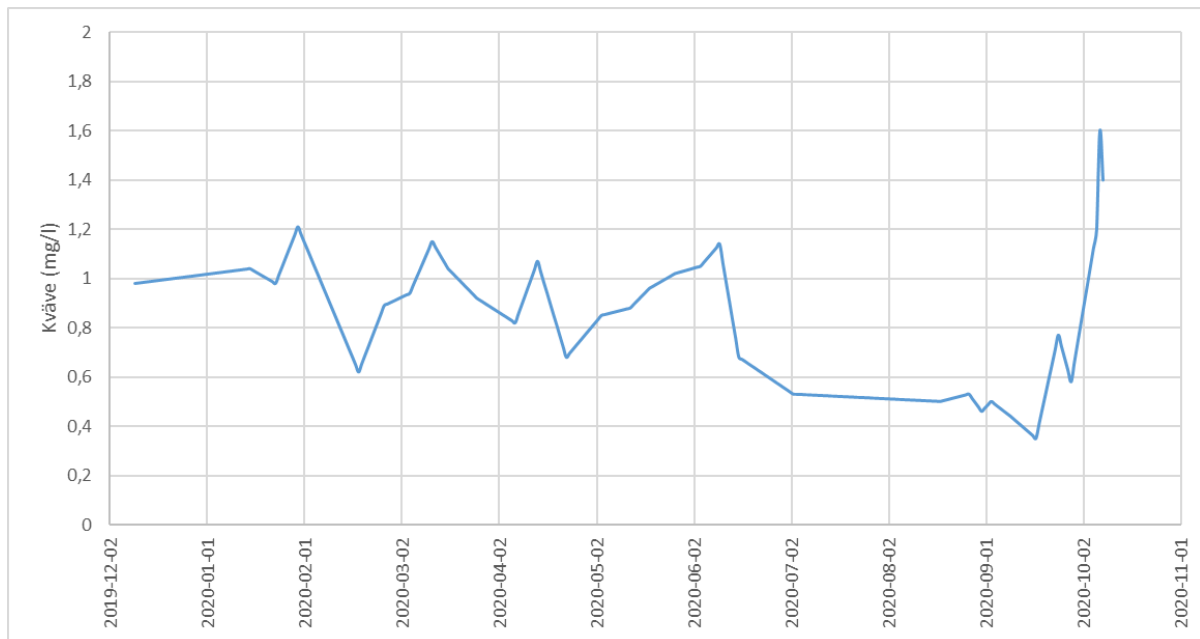
Månad	Tot-P uppmätt (kg/mån)	Tot-P SMHI modell (kg/mån)
Mars 2019	153,9	204
April 2019	65,4	74,5
Maj 2019	29,1	30,2
Juni 2019	92,5	88,8
Juli 2019	40,4	28,8
Augusti 2019	74,6	16,4
September 2019	94,5	31,9
Oktober 2019	199,3	289
November 2019	131,6	163
December 2019	66,9	176
Januari 2020	27,4	72,5
Februari 2020	23,9	83,6
Mars 2020	20,5	122
April 2020	11,5	22,8
Maj 2020	9,0	12,3
Juni 2020	14,9	9,7
Juli 2020	15,1	12,5
Augusti 2020	17,3	12,8
September 2020	14,8	8,4
<b>Totalt</b>	<b>1103</b>	<b>1459</b>

Mätperioden sträcker sig över 603 dygn under åren 2019 och 2020. Åren skiljer sig mycket åt och en jämförelse mellan perioden mars-september 2019 och mars-september 2020 visar att uttransporten av fosfor är 5,3 gånger så stor under perioden för år 2019. En jämförelse med SMHIs transportberäkningar tydliggör att både modellerad vattenföring och totalfosfortransport överskattas under stora delar av året (Tabell 2). För det hydrologiska året 1 oktober 2019 till 30 september 2020 som användes vid jämförelsen mellan uppmätt och modellerad vattenföring så är det än tydligare att modellen kraftigt överskattar uttransporten av fosfor. Den av SMHI modellerade uttransporten blir då 78 % större än den uppmätta, 985 kg/år jämfört med 552 kg/år.

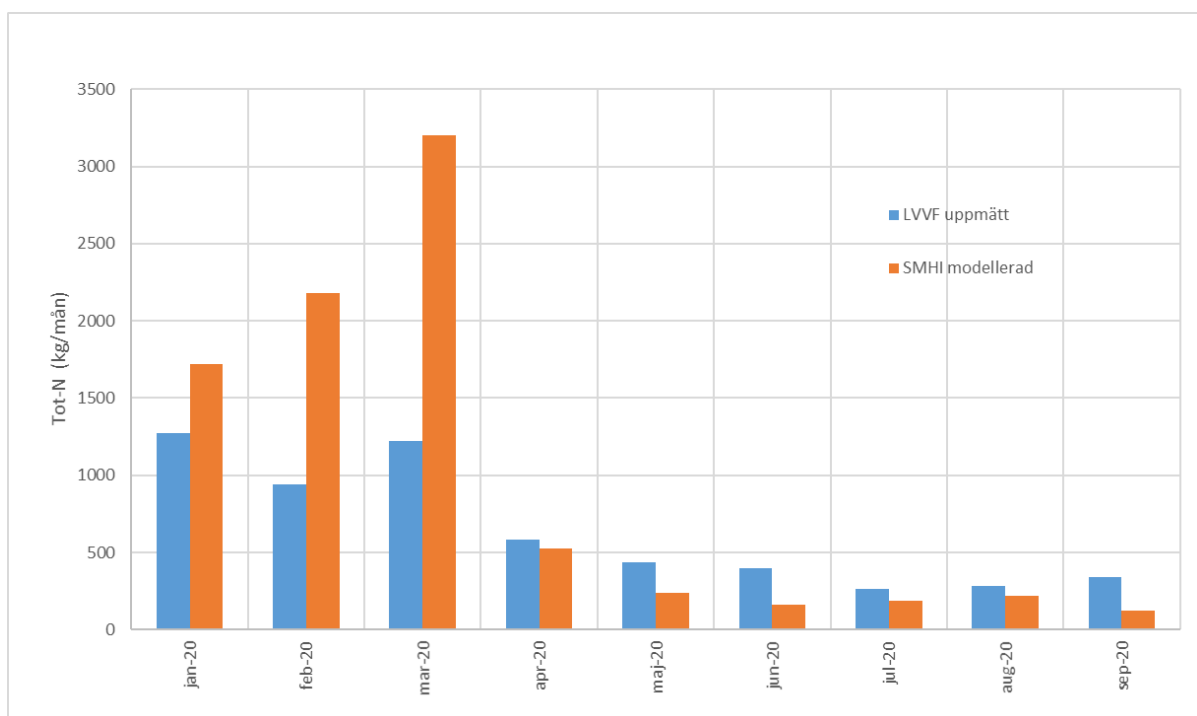
### 5.2.2 Kväve

Totalkväve provtogs i Färgeriån vid bron vid Flor från december 2019 till oktober 2020 som stödparameter till fosforanalysen och för att möjliggöra en jämförelse med SMHIs beräknade totalkvävetransport. Kvävehalterna samvarierar med vattenföringen och halterna ökar tydligt vid flödestoppar när en ursköljning sker (Figur 11). Kopplingen mellan ökade kvävehalter och flödestoppar är dock inte lika uttalad som när det gäller fosfor. Den procentuella skillnaden mellan max- och minimivärden är också mycket mindre för totalkvävehalterna än vad den är för halterna av totalfosfor och det samma gäller även för suspenderat material. Den uppmätta totalkvävebelastningen för perioden januari-september är 5736 kg jämfört med den av SMHI

modellerade belastningen för samma period, 8551 kg. SMHIs modellerade belastning för perioden är alltså nästan 50 % större än den uppmätta (Figur 12).



**Figur 11** Kvävehalt i Färgeriån vid bron I Flor.

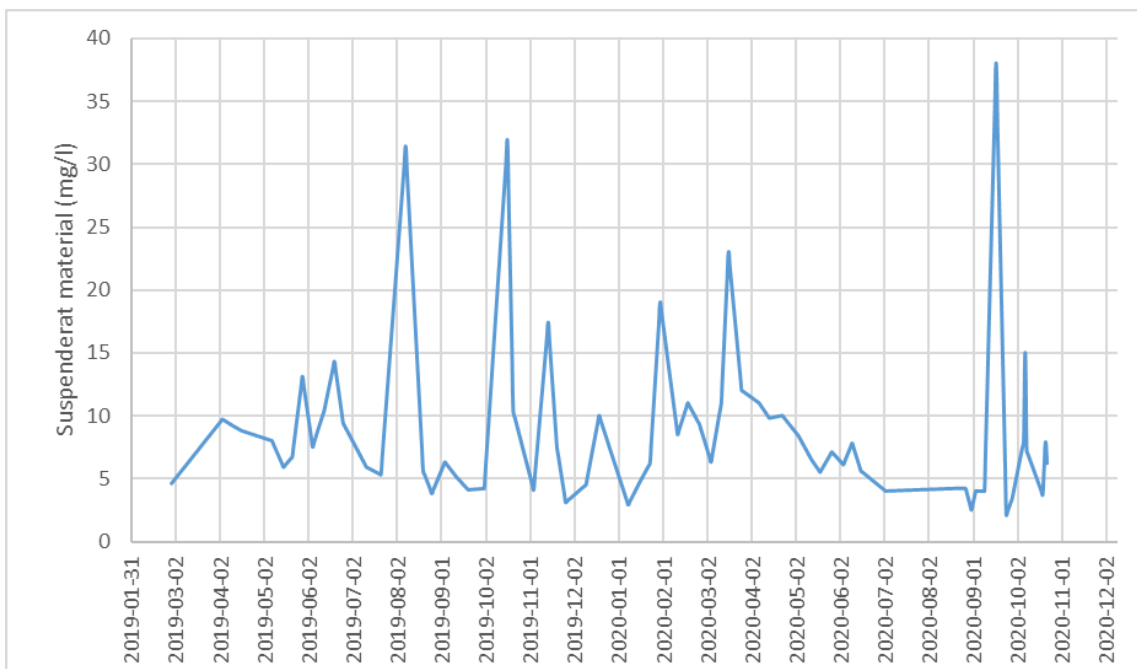


**Figur 12** Månadsbelastning av totalkväve material i Färgeriån vid bron I Flor.

### 5.2.3 Suspenderat material

Den uppmätta medelkoncentrationen av suspenderat material för perioden var 8,6 mg/l (Figur 13). Koncentrationen ökar snabbt vid flödestoppar, även vid mindre sådana, men de förhöjda koncentrationerna har normalt ganska kort varaktighet. Detta tyder på att den ursköljning av suspenderat material ur vattensystemet som sker sannolikt är kraftigt kopplad till erosion vid flödestoppar. Det vidimeras genom de mycket lägre halterna av suspenderat material under den nederbördsfattiga sommaren 2020 jämfört med sommaren 2019 där ett antal kraftiga flödestoppar sammanfaller med stor variation och snabba haltökningar av suspenderat material.

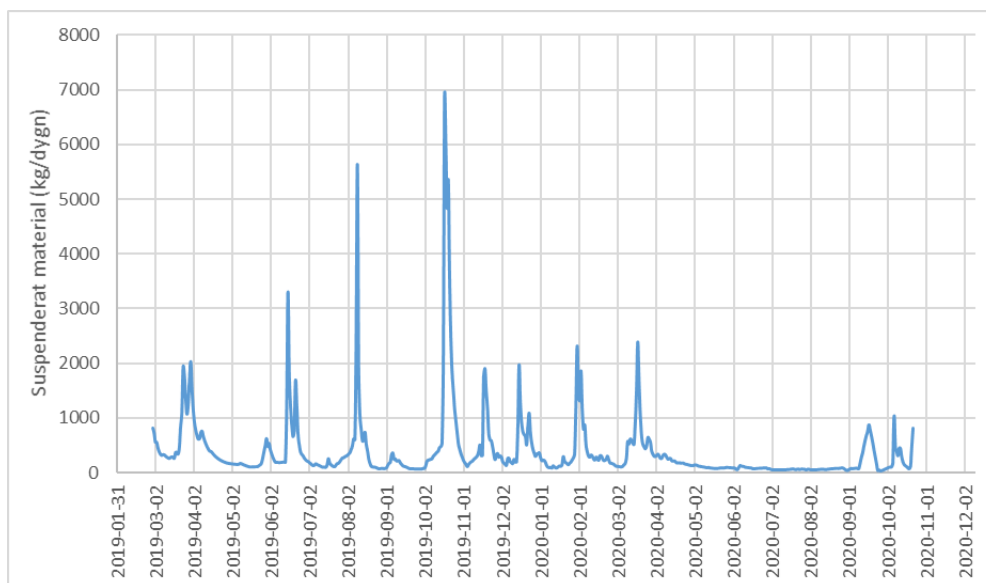
Samma ursköljningsprocess sker för fosfor och på grund av att en stor del av fosfor är partikelbunden så borde korrelationen mellan de båda parametrarna vara hög. För hela mätperioden så är dock korrelationen mellan totalfosfor och suspenderat material medelhög, med ett  $R^2$ -värde på 0,58.



**Figur 13** Koncentration av suspenderat material i Färgeriån vid bron i Flor.

Den totala transporten av suspenderat material under mätperioden på knappt 20 månader har uppmätts till 238 ton. Dagnstransporten uppgår under drygt halva perioden till under 200 kg/dygn (306 av 603 dygn) men mer anmärkningsvärt är att uttransporten är över 1 ton/dygn under 8 % av dygnen. Den högsta dagnstransporten av suspenderat material är 6866 kg och sammanfaller med den högsta dygnsmedelvattenföringen som uppmättes under perioden (Figur 14).





**Figur 14** Dygnsbelastning av suspenderat material i Färgerån vid bron I Flor.

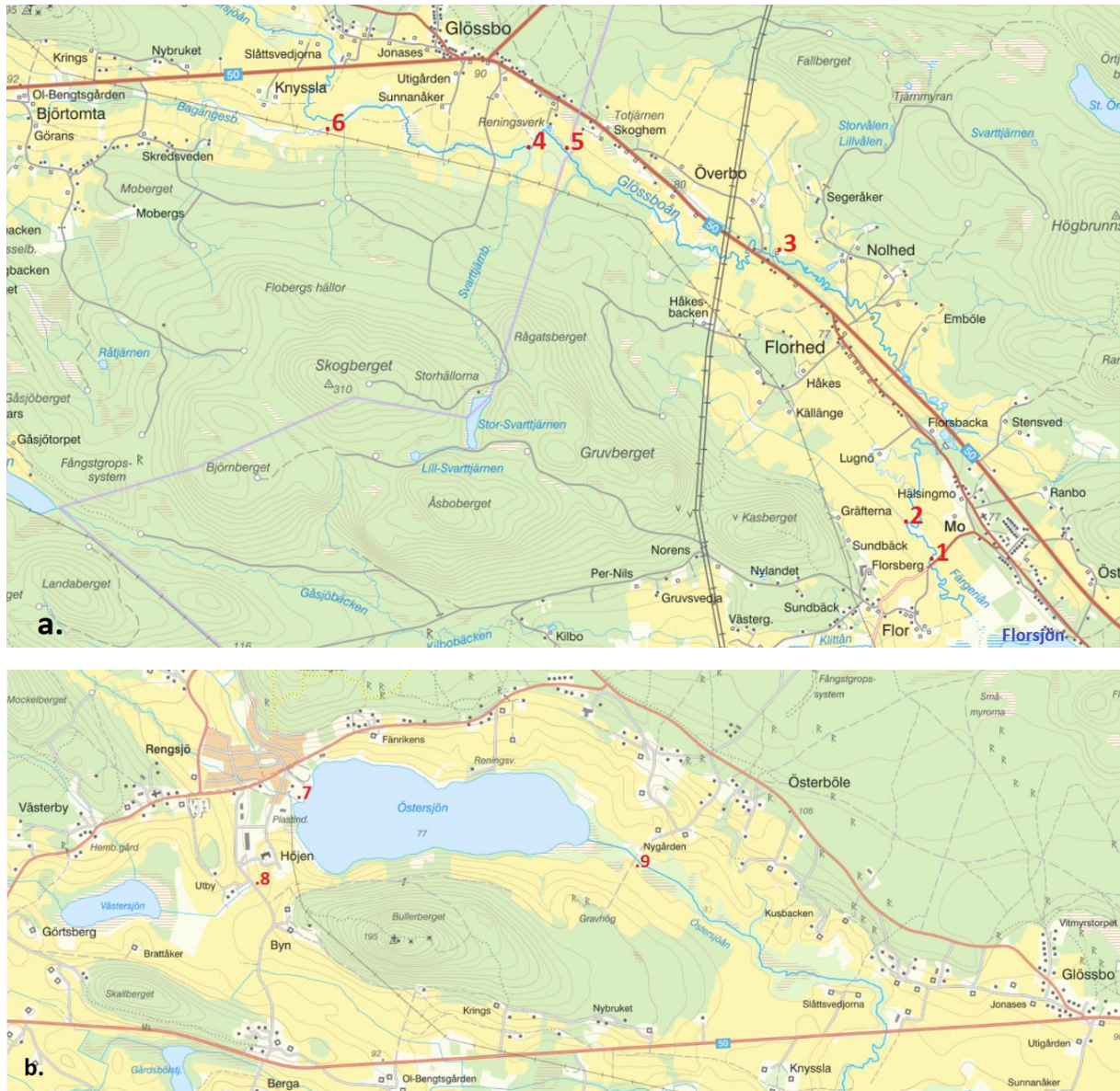
Åren skiljer sig mycket åt och en jämförelse mellan perioden mars-september 2019 och mars-september 2020 visar att uttransporten av fosfor är dubbelt (2,1 gånger) så stor under perioden för år 2019. En jämförelse med SMHIs transportberäkningar tydliggör att uttransporten av suspenderat material överskattas under stora delar av året (Tabell 3). För det hydrologiska året 1 oktober 2019 till 30 september 2020 som användes vid jämförelsen mellan uppmätt och modellerad vattenföring så är det än tydligt att SMHIs modell kraftigt överskattar uttransporten av suspenderat material. Den av SMHI modellerade uttransporten blir då ca 39 % större än den uppmätta, 195 ton/år jämfört med 140 ton/år. För hela perioden är skillnaden mindre, 23 %.

**Tabell 3** Jämförelse mellan modellberäknad och uppmätt belastning av suspenderat material.

Månad	Suspenderat material uppmätt (kg/mån)	Suspenderat material SMHI modell (kg/mån)
Mars 2019	22 604	39 000
April 2019	13 479	8 640
Maj 2019	6 432	3 740
Juni 2019	18 860	23 900
Juli 2019	5 424	4 790
Augusti 2019	19 346	1 900
September 2019	4 355	5 510
Oktober 2019	43 458	92 600
November 2019	14 765	34 800
December 2019	15 808	28 600
Januari 2020	9 948	8 540
Februari 2020	12 511	8 890
Mars 2020	17 778	16 500
April 2020	6 950	1 540
Maj 2020	3 281	675
Juni 2020	2 844	542
Juli 2020	2 045	867
Augusti 2020	2 243	1 030
September 2020	8 274	541
<b>Totalt</b>	<b>230 405</b>	<b>282 685</b>

### 5.3 Synoptiska mätningar

Vi två tillfällen, ett på våren 2019 och ett på hösten 2020, så utfördes manuell provtagning och vattenföringsmätningar vid ett flertal punkter inom avrinningsområdet, så kallade synoptiska mätkampanjer. Mätpunkterna valdes så att delavrinningsområdena var minst 5 km<sup>2</sup> och hade en stor andel jordbruksmark (Figur 15a-b). Förutom fosfor och suspenderat material så provtogs och analyserades även ett antal kväveparametrar (Bilaga 1). Syftet var att undersöka de momentana bidragen från olika delområden till totalen och på så sätt försöka identifiera områden som kan prioriteras för åtgärder (Tabell 4).



**Figur 15a-b** Mätpunkter för de synoptiska mätkampanjerna.

Vattenföringen var mycket högre vid mätkampanjen under hösten 2020 (höstkampanjen) än vad den var under våren 2019 (vårkampanjen) och en ytterligare stor skillnad är att vattenföringen var på nedåtgående och i en tydlig recessionsfas under vårkampanjen medan den vid höstkampanjen var stigande efter en lång period av torka (Figur 8). Det visar sig också i halterna av totalfosfor, fosfatfosfor och suspenderat material. Halterna är med några undantag högre under höstkampanjen

vilket är rimligt då man kan anta att det sker en tydlig ursköljning av vattenkvalitetsparametrarna efter en lång period med ytterst låg vattenföring (Tabell 4). För att kunna jämföra olika delområden så beräknades den momentana belastningen från alla marktyper i de olika avrinningsområdena. Det är tydligt att huvudvattendraget och avrinningsområdet uppströms mät- och provtagningspunkten i Färgeriån vid vägbron i Flor har en tydlig medelbelastning från området, där delavrinningsområdena både belastar med mer och mindre fosfor och suspenderat material per areaenhet. Det är främst tre områden som sticker ut i sammanställningen, utloppet från Västersjön under vårkampanjen och utloppet från Östersjön och vattendraget som mynnar i Färgeriån vid lokal nr. 3 under höstkampanjen. Belastningen av både totalfosfor och suspenderat material är signifikant mycket högre för Västersjöns utlopp än för övriga mätpunkter under vårkampanjen och med den relativt stora vattenföringen så blir areabelastningen mycket högre än för övriga delavrinningsområden. Under höstkampanjen så uppvisar utloppet från Östersjön en högre areabelastning av både total- och fosfatfosfor och för utloppet vid lokal nr. 3 så är det främst totalfosforbelastningen som är förhöjd jämfört med alla andra delavrinningsområden utom Östersjöns utlopp där belastningen är i samma storleksordning. Det kan noteras att mätlokalen nedströms reningsverket uppvisar en areabelastning av totalfosfor som är ca 0,8 kg dygn<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup> större än för nedströmsmätpunkten vid både vår- och höstkampanjen.

**Tabell 4** Synoptiska mätkampanjer. Beräknad area-belastning från delavrinningsområden.

Lokal	Avrom. (km <sup>2</sup> )	Q (m <sup>3</sup> /s)	Tot-P (µg/l)	PO <sub>4</sub> -P (µg/l)	Susp. (mg/l)	Belastning Tot-P (kg ha <sup>-1</sup> dygn <sup>-1</sup> )	Belastning PO <sub>4</sub> -P (kg ha <sup>-1</sup> dygn <sup>-1</sup> )	Belastning Susp. (kg ha <sup>-1</sup> dygn <sup>-1</sup> )
2019-04-17								
1	75	0,45	43	8	8,8	2,2	0,4	0,5
2	8	0,05	30	3	3	3,8	0,4	0,4
3	8,2	0,09	26	6	3,1	3,1	0,7	0,4
4	47	0,28	29	3	7,3	1,5	0,2	0,4
5	47	0,28	45	5	21,4	2,3	0,3	1,1
6	17,8	0,11	26	2	1,8	1,3	0,1	0,1
7	7,3	0,08	40	1	4,9	3,7	0,1	0,4
8	7,7	0,05	160	7	166	8,9	0,4	9,2
9	18,4	0,11	29	5	3,5	1,5	0,3	0,2
2020-10-08								
1	75	0,73	77	16	7,2	6,5	1,4	0,6
2	8	0,05	42	5	7,5	5,5	0,7	1,0
3	8,2	0,11	100	26	9,7	13,7	3,5	1,3
4	47	0,46	67	16	11	5,7	1,4	0,9
5	47	0,46	77	17	8	6,5	1,4	0,7
6	17,8	0,21	74	26	3,2	7,5	2,7	0,3
7	7,3	0,10	34	6	4,6	3,8	0,7	0,5
8	7,7	0,06	62	16	6,7	3,9	1,0	0,4
9	18,4	0,18	140	83	3,7	11,6	6,9	0,3

#### 5.4 Belastning från reningsverken

Med data från reningsverken i Glössbo (Figur 16) och Rengsjö för åren 2016-2019 så kan medelårsbelastningen av totalfosfor på Färgeriån/Florsjön beräknas till 3,1 respektive 15,2 kg/år. D.v.s. belastningen från reningsverken med avseende på fosfor är försumbar jämfört med totaltransporten i Färgeriån med Florsjön som recipient som för perioden 1 oktober 2019 till 30 september 2020 uppmättes till 552 kg.





**Figur 16** Reningsverket i Glössbo som efter rening i sedimentationsdammarna släpper ut vattnet till Färgeriån.

## 6 Resultatdiskussion

Mätningar av vattenföring och provtagning av totalfosfor, fosfatfosfor, suspenderat material och kväve har utförts i Färgeriån vid bron i Flor för att undersöka belastning och belastningsdynamik i området för planering av möjliga åtgärder för att mildra transporten av övergödande ämnen. Den uppmätta medelvattenföringen under det hydrologiska året 1 oktober 2019 till 30 september 2020 är  $0,44 \text{ m}^3/\text{s}$  och den av SMHI modellerade vattenföringen är  $0,74 \text{ m}^3/\text{s}$ . SMHI överskattar alltså vattenföringen med ca 60 %. Det hydrologiska året karaktäriseras av en nederbördsrik men mild vinter med återkommande större flödestoppar som inte normala för säsongen och regionen då vattnet normalt lagras i snötäcket fram till snösmältningsperioden som ger en uttalad vårflood. Från sen vår fram till tidig höst är vattenföringen mycket låg och under perioden så förekommer inga noterbara flödestoppar.

En jämförelse med SMHIs transportberäkningar tydliggör att den modellerade uttransporten av alla vattenkvalitetsparametrar som uppmätts är kraftigt överskattad. Jämförelsen avser det hydrologiska året 1 oktober 2019 till 30 september 2020 och överskattningen av totalfosfortransporten är 78 % och för samma period så är överskattningen av transporten av suspenderat material 39 %. För niomånaders-perioden januari till september 2020 så är överskattningen av totalkvävetransporten 49 %. Den tydliga överskattningen av flödestopparna med i storleksordningen, ca 50 %, innebär längre modellerade recessionsförlopp, d.v.s. att varaktigheten på de högre modellerade flödena blir längre vilket betyder att eftersom en stor del av årsbelastningen sker under kortare tidsperioder så innebär felet i den modellerade vattenföringen att det blir en stor differens mellan den verkliga belastningen och den beräknade. Den uppmätta vattenföringen är mycket trovärdig eftersom kalibreringsmätningar är utförda vid 80 % av det uppmätta maxflödet under perioden så osäkerheten i avbördningsfunktionen är liten vid de större flöden då huvuddelen av uttransporten sker. Eftersom vattenföringen är överskattad med ca 60 % så kan de modellerade halterna också ifrågasättas där då fosforhalterna sannolikt är överskattade av SMHI och halterna av suspenderat material är underskattade. För kväve är samvariationen med vattenföringen mindre uttalad och överskattningen av kvävetransporten är i samma härad som överskattningen i vattenföring, 49 % respektive 60 %. Det



är tydligt att SMHI överskattar vattenföringen kraftigt under en 5-månaders period vilket kan betyda problem för modellen att med lagringen av snö, vilket är mycket beroende av lufttemperaturen. Avståndet till närmaste mätstation för temperatur är ca 45 km söderut.

De synoptiska mätkampanjerna som utfördes vid två tillfällen ger en bild om den rumsliga fördelningen av näringsämnesläckaget och även möjlighet att identifiera högläckande delområden. Resultaten från vår- och höstprovtagningarna ger inga tydliga indikationer på att något område är mer högläckande än något annat andra och det är kanske lite förväntat eftersom jordarterna och markanvändningen i avrinningsområdet inte varierar särskilt mycket. Däremot så visar resultaten att sjöarna uppvisar avvikande resultat och vid olika tillfällen. Om detta är kopplat till internbelastning eller temporär påverkan från jordbruket i närområdet bör utredas då halterna och då även områdesbelastningen kan bli så stor under vissa tidsperioder att det kan påverka prioriteringen och planeringen av eventuella åtgärder.

## 7 Åtgärder för att minska belastningen av fosfor

Fosfor finns i många olika former i marken men kan grovt delas in i fosfor som är partikulärt bundet och fosfor som förekommer löst i vatten. Till skillnad från kväve, som kan avgå till atmosfären, så transporteras fosfor uteslutande från markerna med avrinnande vatten. Andelen löst, reaktiv fosfor varierar normal med mellan 20 och 85 % av den totala fosforhalten. Det finns ett flertal åtgärder för att minska belastningen av fosfor och dessa kan delas in i åtgärder i förebyggande syfte, "vid källan", d.v.s. åtgärder som utförs på fältnivå innan fosfor når vattendraget, och åtgärder för fastläggning av fosfor och suspenderat material, d.v.s. retention "i vattensystemet". Eftersom fosfor i olika grad är bundet till markens partiklar så är åtgärder som syftar till att minska transporten av suspenderat material viktiga. Åtgärder "vid källan" är åtgärder som kan vara kopplade till:

- gödsling
- odling
- jordbearbetning
- markvård/att bevara en bra jord
- skyddszoner

Exempel på åtgärder "i vattensystemet" är:

- Sedimentationsdammar
- Våtmarker

### 7.1 Möjliga åtgärder vid källan

De åtgärder för att begränsa belastningen av fosfor (och suspenderat material) på sjöar och vattendrag som beskrivs nedan kan utföras av den enskilde lantbrukaren på eget initiativ eller med olika stödåtgärder både vad gäller expertis men även med finansiering, bl.a. via projektet Greppa Näringen. Projektet drivs i samarbete mellan Jordbruksverket, LRF, länsstyrelserna samt ett stort antal företag i lantbruksbranschen. Jordbruksverket är ytterst ansvariga för projektet och finansieringen sker med hjälp av det svenska Landsbygdsprogrammet och återförda miljöskatter. De mer "allmänna" åtgärder för att minska fosforläckage som beskrivs nedan och som inte förutsätter vissa specifika förhållanden för att vara effektiva åtgärder för att minska fosforläckaget är hämtade från Jordbruksverkets rapport 2008:31 "64 åtgärder inom jordbruket för god vattenstatus". Åtgärder som berör djurhållning eller är av mer uttalat teknisk karaktär, exempelvis reglerbar dränering, har inte beskrivits.

### *Gödsling*

Anpassad fosforgödsling innebär att anpassa gödslingen till markens fosforhalt (som P-AL-tal) och grödans behov. För att anpassa gödslingen så behövs en markkartering som det finns möjlighet att söka miljöersättning för. Förutom miljöfördelarna med minskat fosforläckage så finns det också stora ekonomiska fördelar för den enskilde lantbrukaren med anpassad fosforgödsling på grund av de ökande priserna för mineralgödsel.

Om stallgödsel **används** i stor utsträckning så är spridning av detta vid rätt tidpunkt viktigt för att minska läckaget från jordbruksmarken. Spridningen anpassas då till årstid och väderlek så att fosfor inte ligger kvar obunden på markytan när det kommer nederbörd som resulterar i ytvavrinning eller makroporflöde. Spridning på vattenmättad, översvämmad, snötäckt eller frusen mark är andra "högriskbeteenden" som bör undvikas. Det är också viktigt att tillgodose att det finns tillräcklig lagringskapacitet för stallgödslet för att möjliggöra spridning vid rätt tidpunkt.

Skyddsavstånd vid gödselspridning och jordbearbetning. Vid gödselspridning och jordbearbetning nära fältkanter i anslutning till sjöar, vattendrag och öppna diken är det lätt hänt att en del gödsel och jord hamnar i sluttningen ner mot vattenbrynet eller, än värre, direkt i vattnet. Detta leder förstås till oönskade fosforförluster. Miljön belastas samtidigt som värdefull växtnäring går förlorad till ingen nytta. Ett förhållandevis enkelt sätt att minska risken för att gödsel och jord sköljs ut i sjöar och vattendrag är att hålla ett visst skyddsavstånd vid gödselspridning och jordbearbetning nära fältkanter vid sjöar, vattendrag och öppna diken, men också intill dräneringsbrunnar etc. Hur stort avståndet behöver vara varierar beroende på vilken spridningsteknik man använder, men grundregeln är att ingen gödsel ska hamna utanför fältet och att man vid jordbearbetningen ska lämna en obearbetad remsa som är tillräckligt bred för att hindra jord från att rasa eller rinna ner i sluttningen mot vattenbrynet.

### *Odling*

Kombisådd innebär att sådd och gödsling sker med samma maskin i samma arbetsoperation. Speciella gödselbilar placerar mineralgödseln i marken mellan varannan sårad och något djupare än utsädet. Detta förfarande innebär förutom tidsvinsten också ett bättre växtnäringssutnyttjande, minskad konkurrens om växtnäringen från ogräs och minskad risk för förluster via ytvavrinning. Fosfor i fosforhaltiga gödselmedel binds snabbare till markpartiklarna och blir därmed mindre utsatt för förluster. Störst fördelar har kombisådden på lerjordar i försommartorra områden, dvs. i östra Mellansverige. På jordar med moränkaraktär kan kombisådden vara svår att genomföra på grund av för stora påkänningar på utrustningen.

### *Jordbearbetning*

Konturplöjning innebär att jorden bearbetas vinkelrätt mot fältlutningen, dvs. parallellt med höjdkurvorna. Därigenom reduceras vattnets flödes hastighet och transporten av jordpartiklar vid de tillfällen då det uppstår ytvavrinning. Konturplöjning och terrassering tillämpas i många länder där sluttande fält är vanligt förekommande.

Nedbrukning av grüngödslings- och fånggrödor med rätt teknik. Om en kraftig grüngödslingsgröda plöjs ner på hösten kan detta resultera i stora fosforförluster, särskilt på lerjordar. Grönmassan innehåller lättillgänglig fosfor som behöver komma i kontakt med jorden för att bindas till markpartiklarna. Genom att blanda växtrester och jord före plöjningen kan man, om inte förhindra så i varje fall reducera förlusterna.

### *Markvård/att bevara en bra jord*

När marken packas på grund av användning av stora och tunga maskiner så förstörs markstrukturen och infiltrationskapaciteten minskar samtidigt som rötterna får svårare att tränga ner och grödan

utvecklas sämre. Dålig infiltrationskapacitet medför ökad risk för ytavrinning och kanaliserade flöden, vilket ger större fosforförluster. Lerjordar är särskilt packningskänsliga. För att undvika skadlig markpackning är det viktigt att köra under lämpliga förhållanden, d.v.s. undvika att köra när det är blött i marken, att inte ha större och tyngre maskiner än nödvändigt, att använda bra däckutrustning som tillåter lågt ringtryck vid körning i fält och om möjligt fördela ut vikten på flera axlar om tunga maskiner måste användas.

Strukturkalkning. Stärker aggregaten och minskar fosforförlusterna och gör att lerjordar blir mer lättarbetade och torkar upp snabbare samtidigt som grödans uppkomst blir jämnare. Det beror på att kalken förbättrar markstrukturen genom att det bildas fler och stabilare aggregat och att jorden inte krymper och sväller lika mycket. På lerjordar sker oftast de största fosforförlusterna i samband med häftiga regn eller snösmältning när fosfor transporteras med uppslammade lerpartiklar i vattnet. Vid strukturkalkning klumpar lerpartiklarna ihop sig till aggregat och blir mycket svårare att transportera. Dessutom bildas ett finmaskigt nät av sprickor över hela markytan som gör att regnvattnet infiltrerar bättre. Marken blir som ett stort filter i stället för att ett fåtal stora sprickor snabbt leder ner vattnet med fosfor och uppslammat material till dräneringsrören och vidare ut i vattendragen. (Greppa näringen, 2015).

### *Skyddszoner*

Skyddszoner längs sjöar och vattendrag kan fånga upp partikelbunden fosfor som annars skulle förloras genom ytavrinning eller erosion. Skyddszonerna bidrar också till att öka den biologiska mångfalden i odlingslandskapet och kan samtidigt tjänstgöra som körvägar, gångstråk och viltkorridorer. De skyddar också mot oavsiktlig spridning av gödsel och växtskyddsmedel utanför fältet eller, än värre, direkt i vattnet. Förluster som sker via dräneringsledningarna påverkas däremot inte. Principen bygger på att vegetationen i skyddszonen minskar flödets hastighet och vattnet därmed har tid att infiltrera i marken. Partikelbunden fosfor hålls kvar i sedimentet och omvandlas delvis till lösliga former som sedan kan tas upp av växterna. Genom att jorden inte bearbetas undviker man också erosionsproblem i eller i anslutning till strandbrinken. Det går att få miljöersättning för anläggning av skyddszoner längs vattendrag och även för anpassade skyddszoner. De sistnämnda anläggs där synlig erosion uppkommer frekvent t.ex. längs erosionsstråk inne på fält, längs åkerdiken och vid brunnar som fungerar som ytvattenintag. På en anpassad skyddszon odlas framför allt vallgräs.

## 7.2 Möjliga åtgärder i vattensystemet

För att fånga upp främst partikulärt bundet fosfor i vattensystemet så kan magasineringsskapacitet för vatten skapas i dammar eller i våtmarker. Genom att vattnets strömningshastighet minskar i vattenmagasinet så ges partikelbundet fosfor som transporteras direkt från jordbruksmarken eller via diken och vattendrag tid att sedimentera. Åtgärder som kan göras för att fastlägga fosfor i vattensystemet som är av mer teknisk karaktär, exempelvis användandet av reaktiva filtermaterial i dikes- eller dräneringssystem, eller är relativt otestade för svenska förhållanden har inte beskrivits i det följande.

### *Sedimentationsdamm*

Det finns två huvudtyper av sedimentationsdamm för retention av fosfor, dels vanliga dammar där stor volym och lång uppehållstid är det centrala och dels fosfordamm som också benämns dammar som samlar fosfor. De sistnämnda består av en djupdel nära inloppet och en grundare del med våtmarksväxter i utloppsdelen av dammen. Syftet med djupdelen är att minska vattenhastigheten så att partiklar och fosfor kan sedimentera på dammens botten. För den grundare delen av dammen så är avsikten att våtmarksväxter ska binda sediment på botten genom sin rotfilt och minska risken för

grumling och utsköljning av sedimentet vid plötsliga flödestoppar. Växterna tar också upp näring som binds in i biomassan. Det är dock osäkert hur stor denna effekt är eftersom mycket av näringen frisläpps igen när växterna vissnar och bryts ner på vintern.

En temporär damm som fungerar som sedimentfälla är en så kallad översvämningssyta. Skillnaden är att syftet med översvämningssytor oftast är att utjämna höga flöden i vattendrag genom att låta mark bli översvämmad så att temporär lagringskapacitet skapas för att på så sätt minska storleken på flödestopparna. På grund av att vattnet på översvämningssytan kommer att få en längre uppehållstid och lägre hastighet så kommer också partiklar (med bundet fosfor) att hinna sedimentera. Det är mycket viktigt att utforma översvämningssytan på ett sådant sätt att de sedimenterade partiklarna stannar kvar när flödet avtar och vattennivån sjunker. I den följande diskussionen så används benämningen sedimentationsdamm som samlingsnamn även för dammar som samlar fosfor och översvämningssytor efter som huvudfunktionen är densamma och att avgränsningen mellan de tre begreppen är flytande.

#### *Våtmarker*

Våtmarkens funktion som fosforfälla bygger på samma principer som skyddszonens och sedimentationsdammens, d.v.s. att den ska bromsa upp vattnets flödes hastighet så mycket att jordpartiklar sedimenterar och binds. Därmed krävs en förhållandevis stor yta i relation till vattenflödet. Våtmarker har oftast fler eller andra syften än att fungera som en dedikerad fosforfälla och det kan vara att öka den biologiska mångfalden, ge möjligheter för jakt, ge en tilltalande landskapsbild eller för rening av kväve. För att våtmarken ska fungera för fastläggning av fosfor så blir placeringen i landskapet och utformningen, exempelvis med avseende på genomströmning och uppehållstiden för vattnet, mycket viktig.

#### *Tvåstegsdiken*

Ett traditionellt dike har ofta slänter som är anpassade efter dikets djup och jordart. Vanligast är att slänterna har en lutning mellan 1:1 och 1:1,5 samt en bottenbredd mellan 0,3-1,0 m. Ett tvåstegsdike skiljer sig från vanliga diken. Utöver slänter som leder upp till omgivande marknivå, dikeskrön, består det av terrasser på en eller både sidor om dikets mittfåra. På så sätt skapas en tydlig mittfåra och terrasserna fungerar som ett svämplan där vattnet breder ut sig vid högre vattennivåer.

Ett tvåstegsdike kan ge en stabilare släntkonstruktion än det konventionella trapetsformade diket. En vegetationsklädd terrass skyddar slänten och medför tillsammans med en bredare sektion lägre vattenhastighet vid höga flöden. Den lägre hastigheten minskar i sin tur erosion, vilket är positivt både ur stabilitets- och miljösynpunkt. Partiklar och partikelbunden fosfor ges möjlighet att sjunka till botten eller fastna i växtligheten. Med hjälp av bakterier kan kvävet i vattnet omvandlas från nitrat till ofarlig kvävgas. De huvudsakliga syftena med att anlägga tvåstegsdiken kan vara.

- minska erosion i och kring diket
- minska transport av sediment och därmed partikelbundet fosfor
- minska transport av lösta näringsämnen i vatten (fosfor och kväve)
- jämna ut högvattenflöden lokalt
- minska översvämning lokalt på kringliggande mark
- förbättra dränering
- öka biologisk mångfald.

Markåtgången i de genomförda tvåstegsdikena i Sverige ligger på ungefär 0,5 till 1,0 hektar per kilometer dike. Från och med januari 2016 är det möjligt att söka miljöinvestering för anläggning av tvåstegsdiken från landsbygdsprogrammet (Jordbruksverket, 2016).

## 8 Förslag till åtgärder för att minska belastningen till vattendraget uppströms Florsjön

Under mätperioden och särskilt i samband med de synoptiska mätkampanjerna så har avrinningsområdets olika delar rekognoscerats för att identifiera platser som är lämpliga för åtgärder i vattensystemet. Resultaten från främst de kontinuerliga mätningarna visar att Färgeriåns flödes- och belastningsdynamik är sådan att en övervägande del av utsköljningen av främst partikulärt bunden fosfor sker vid ett fåtal flödestoppar. Fosfatfosforhalternas andel är bara 25 % av totalfosfor. Resultaten från de synoptiska mätningarna tyder på att transporten av partikulärt bundet fosfor från jordbruksmarken är relativt jämt fördelad över avrinningsområdet och att inget delområde eller biflöde tydligt bidrar med proportionellt mer eller mindre belastning av fosfor eller suspenderat material till totalbelastningen. Dock visar resultaten från de synoptiska kampanjerna att både Västersjön och Östersjön bör undersökas vidare dels vad gäller internbelastning, dels om det kan finnas kopplingar till hur den lokala jordbearbetningen utförs, såsom eventuell påverkan från höst- och/eller vårplöjning som ger avvikande höga halter av fosfor i recipienterna. Även om ursköljningen ökar vid flödestoppar så är det också tydligt att jämfört med närliggande vattendrag så är halterna av både totalfosfor och suspenderat material jämna och ganska höga. Det handlar då om halter på över 50 µg/l under längre perioder för totalfosfor och ofta halter på över 10 mg/l för suspenderat material.

Detta betyder att det är meningsfullt att göra åtgärder i eller nedströms alla uppenbart erosionskänsliga områden med jordbruksmark. De åtgärder som bör prioriteras är sådana som håller kvar den partikelbundna fosfor vid källan, d.v.s. på jordbruksmarkerna, och åtgärder för att fastlägga partikulärt bundet fosfor när detta kommit ut i vattensystemet.

### 8.1 Förslag på åtgärder vid källan

Av de möjliga åtgärder som diskuteras i kap. 7.1 så kan tre utkristalliseras som sannolikt har förutsättningar att fungera effektivt vid källan med den belastningsdynamik och de markförhållanden som råder i Färgeriåns avrinningsområde.

Jordbruksmarken i närområdet till de nedre delarna av Färgeriån, d.v.s. nära Florsjön och ungefär 1,5 km uppströms, är till stora delar flackt, även om marken på vissa partier mot ån har en stor lutning. Nästa delsträcka av ån, från området vid Florsbacka och uppströms till området där Bagängesbäcken mynnar i ån, har en helt annan karaktäristik. Vattendraget är här väldigt nedskuret i landskapet och närområdet till vattendraget på en bredd av upp till 50-100 m har mycket vegetation med träd och buskar (Figur 17). Däremot så är jordbruksmarken som ansluter till närområdet väldigt kuperad och sluttar kraftigt mot ån. Konturplöjning på de fält som sluttar mot ån där inte skydds-zoner finns vid stranden eller i närområdet skulle kunna ge en minskad transport av jordpartiklar. Dock observeras, bland annat från ortofoton, att konturplöjning inte förekommer på utsatta delsträckor i någon större utsträckning längs ån på sträckan mellan Florsjön och Östersjön. Även närområdet till både Östersjön och Västersjön är mycket kuperat och även här skulle konturplöjning vara en bra åtgärd för att minska transporten av fosfor och sediment även om bara vissa delar av sjöarna har strandområden utan vegetation i direkt anslutning till jordbruksmark.

Strukturkalkning skulle kunna vara aktuell för att minska fosforförlusterna från stora arealer jordbruksmark i Färgeriåns avrinningsområde. För att strukturkalkning skall fungera så krävs en lerhalt på minst 15 % och helst över 20 %. Enligt SGUs jordartkarta så har den övervägande delen av jordbruksmarken i avrinningsområdet lerhalter på mellan 20-25 %. Det är bara för delsträckan av Färgeriån som är väldigt nedskuren i landskapet som jordarten är övervägande silt. Fleråriga försök med strukturkalkning på jordar med lerhalter på 25 och 60 % utförda av SLU tillsammans med



Stockholm Vatten vid Bornsjön utanför Södertälje visar mycket goda resultat med ca 50 % reduktion av fosfor (Ulén & Etana, 2014).



**Figur 17** Färgeriån nära reningsverket i Glössbo.

Skyddszoner och/eller anpassade skyddszoner är en åtgärd som skulle kunna fungera på många platser i Floråns avrinningsområde på grund av den stora andelen aktivt brukad mark i vattendragets närområde, d.v.s. området som ligger inom 30 meter från vattendraget. Enligt VISS så är 27 % av marken vid Färgeriån aktivt brukad och/eller anlagd. En nackdel med att anlägga skyddszoner i Floråns avrinningsområde är att jordbruksmarken på en del platser och särskilt då där skyddszoner inte redan finns består av smala remsor belägna parallellt med vattendraget och att anläggandet av skyddszoner då skulle komma att ta en stor andel av den odlade marken i anspråk. Detta innebär att anpassade skyddszoner för särskilt utsatta lokaler sannolikt är ett bättre alternativ.

## 8.2 Förslag på åtgärder i vattensystemet

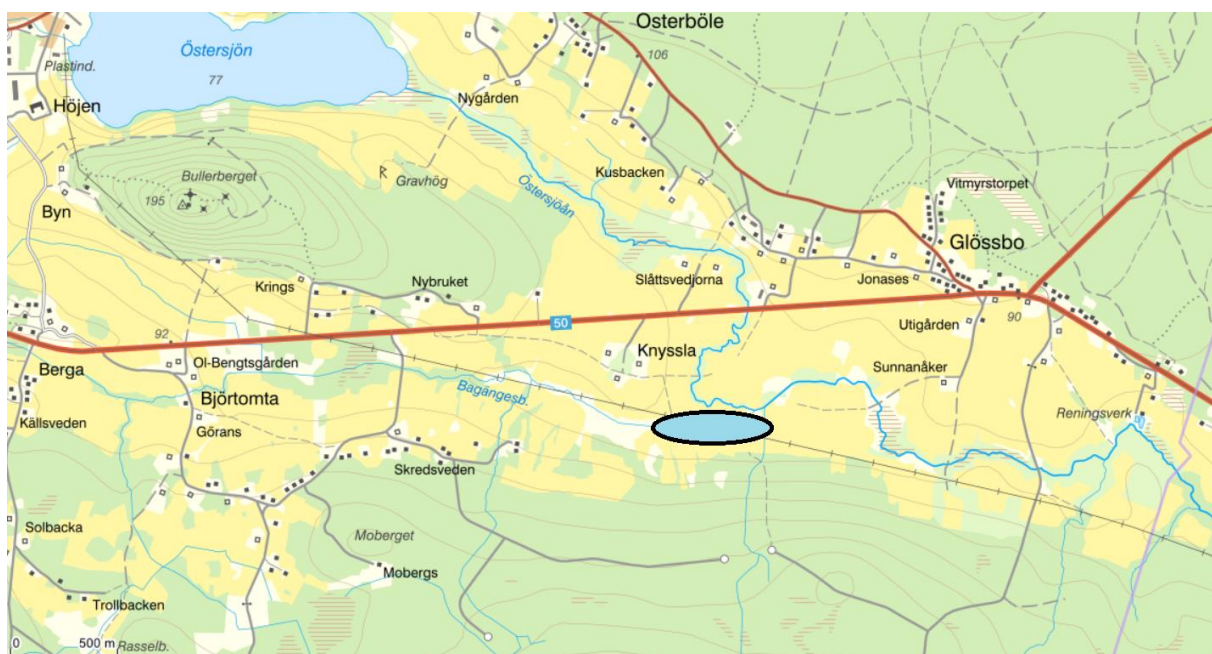
Sedimentationsdammar/översvämningssytor, våtmarker och tvåstegsdiken är de åtgärder som beskrivs i kap. 7.2 som är möjliga att utnyttja för att fastlägga (främst) partikulärt bunden fosfor i vattensystemet i Floråns avrinningsområde. På grund av den belastningsdynamik som vattenföringsmätningarna och provtagningen uppvisar med en stor ursköljning av partikulärt bunden fosfor och suspenderat material vid flödestoppar samtidigt som grundhalterna av båda vattenkvalitetsparametrarna är relativt höga även vid lägre vattenföringar så kan både större och mindre areella åtgärder i Färgeriåns närområde vara aktuella för att minska belastningen.

På grund av att åns närområde och även biflödena övervägande har strandvegetation och träd och buskar i svämplanet/närområdet så finns det inte många platser med förutsättningar för större areella fysiska åtgärder som dammar och även våtmarker. Det finns ett antal lokaler, särskilt i området strax nedströms Östersjön där redan våtmarksliknande områden som ån rinner igenom skulle kunna utvecklas för att förbättra funktionen för att binda fosfor och sediment, men att den typen av åtgärder skulle ge någon större ytterligare effekt är tveksamt. Risken för att skada en redan fungerande våtmarksmiljö vore överhängande.

Vid de rekognosceringar av lämpliga lokaler för åtgärder som utförts under projektet så har utgångspunkten varit att identifiera bäckar eller diken i områden som dränerar större arealer jordbruksmark och som samtidigt har liten strandlutning och ingen eller lite strandvegetation. På så sätt har två biflöden i avrinningsområdet kunnat identifierats som är lämpliga för anläggande av större sedimentationsdammar och en plats har identifierats i ett biflöde som är lämpligt för anläggandet av ett tvåstegsdike.

### 8.2.1 Sedimentationsdamm vid Bagängesbäckens mynning

En möjlig lokalisering av en sedimentationsdamm kan vara i området där Bagängesbäckens mynnar till Färgeriån (Figur 18 och Figur 19). Avrinningsområdet uppströms är 17,8 km<sup>2</sup> vilket motsvara ca 24 % av Färgeriåns avrinningsområde. Andelen jordbruksmark är hela 33 %. De synoptiska mätningarna ger också indikationer på att fosforhalterna är i samma storleksordning som i Färgeriån vid bron i Flor. En tumregel när det gäller dimensioneringen av sedimentationsdammar är att ytan bör vara minst 1 % av tillrinningsområdets storlek, vilket betyder att en minsta storlek på en damm vid denna lokal teoretiskt bör vara ca 18 hektar. Det är dock praktiskt omöjligt att anlägga en så stor sedimentationsdamm, utan bedömningen är att den maximala dammytan som är möjlig att skapa utan omfattande gräv- och schaktarbeten är 3-5 hektar (Figur 20). Området i Bagängesbäcken strax uppströms mynningen i Färgeriån är relativt flackt men bäcken är något nedskuren i landskapet vilket betyder att en sedimentationsdamm/översvämningssyta kan skapas med anläggandet av en ca 1-1,5 m hög och ca 100 m lång indämning. Vid ett anläggande av en översvämningssyta/sedimentationsdamm på denna plats så bör även en faunapassage byggas så att inget nytt vandringshinder skapas.



**Figur 18** Möjlig lokal för sedimentationsdamm i Bagängesbäcken.





**Figur 19** Möjlig lokal för sedimentationsdamm i Bagängesbäcken.



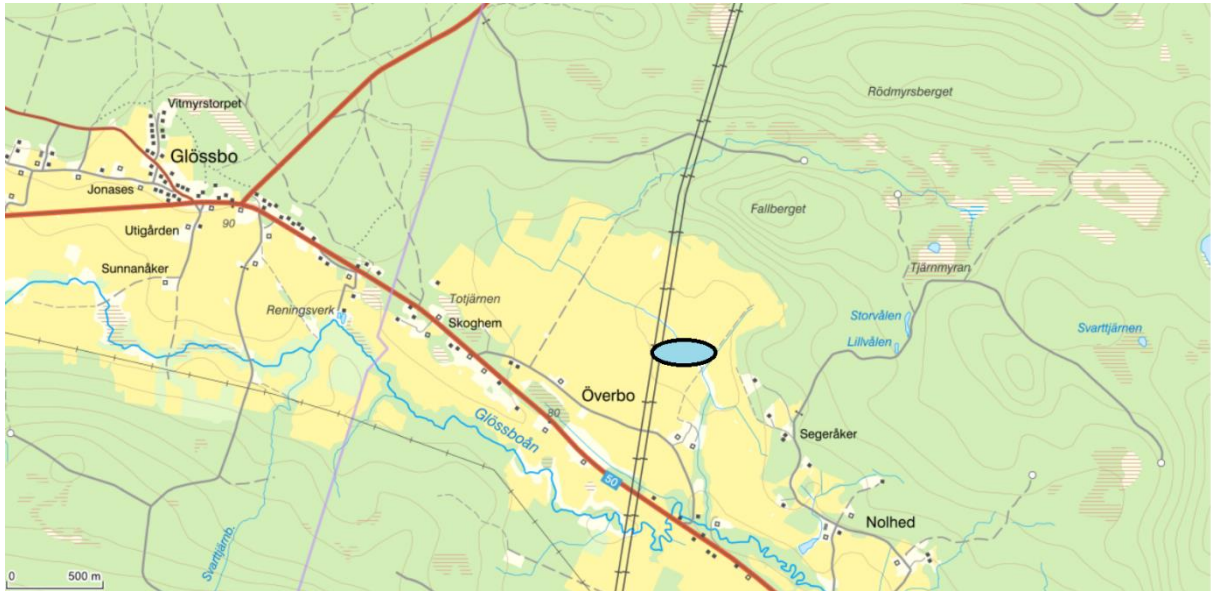
**Figur 20** Vattenprovtagning i Bagängesbäcken, nära den föreslagna åtgärdslokalen. under en period där bäcken översvämmar jordbruksmarken i närområdet.

### 8.2.2 Åtgärder i bäck nära Överbo

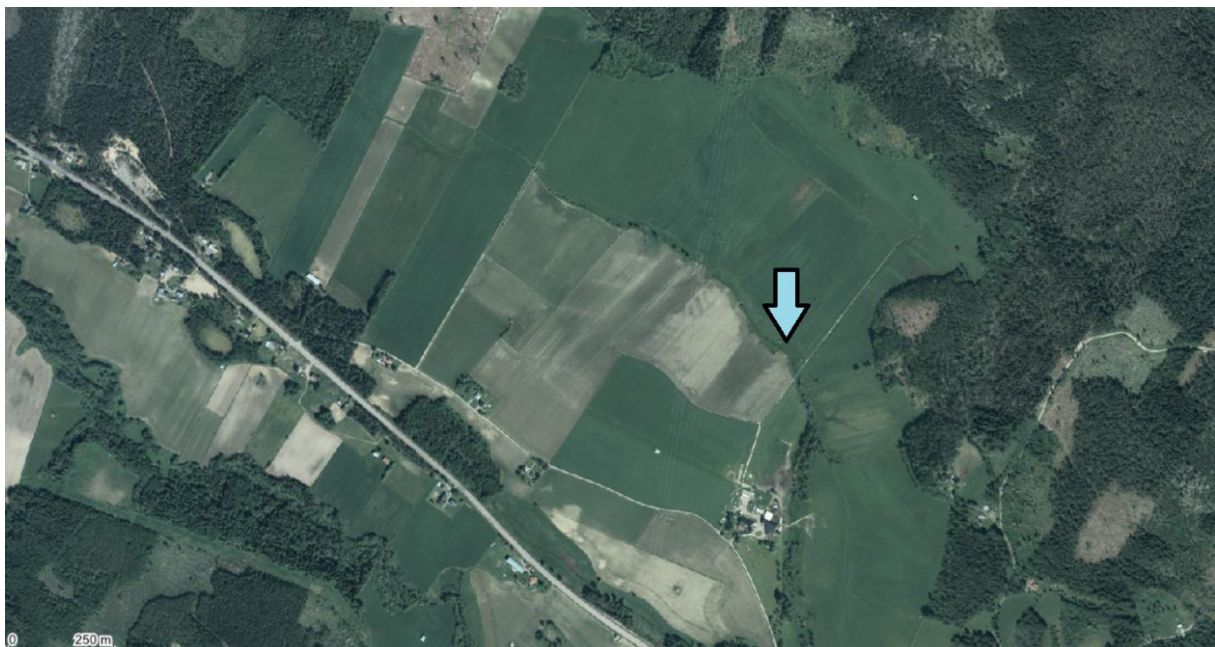
Ett annat område för en möjlig åtgärd i forma av en sedimentationsdamm är ett område i ett namnlöst dike/vattendrag som mynnar i Färgeriån nära Överbo. Området är en del av delavrinningsområde 3 (se Figur 15b) och ca 5 km<sup>2</sup> stort. I direkt anslutning till den tänkta åtgärden så är all åkermark i området belägen, ca 1 km<sup>2</sup>. De synoptiska mätningarna indikerar en tidvis hög totalfosforhalt. Den möjliga åtgärden innebär anläggandet av en sedimentationsdamm med en yta av 1,5 ha (Figur 21 och Figur 22). Även här anläggs en fördämning i form av en jordvall och för reglering



av dämningen så kan en munk med träsättar användas då vattendraget snarast har karaktär av ett jordbruksdike än ett egentligt vattendrag vilket betyder att vattendraget inte är lämpat som uppväxtområde för fisk. Det finns också vägtrummor i vattendraget nedströms som i det fall man vill skapa fria vandringvägar också kan behöva åtgärdas. Det är i så fall tveksamt om åtgärdseffekten blir kostnadseffektiv.



**Figur 21** Område i bäck nära Överbo som lokal för möjlig åtgärd.



**Figur 22** Ortofoto över området nära Överbo som lokal för möjlig åtgärd.



### 8.2.3 Tvåstegsdike i Flor

Tvåstegsdiken är helt obeprövade i området, men för diken i jordbrukslandskapet som har karaktären av vattendrag, d.v.s. att de avbördar vatten hela året och har en storlek på avrinningsområdet på minst några kvadratkilometer så kan åtgärden vara intressant. Där diken har långa sammanhängande sträckor som helt saknar träd- och buskvegetation och där sänkor som lämpar sig för anläggandet av sedimentationsdammar kan anläggandet av ett tvåstegsdiken vara en intressant åtgärd. Ljusnan-Voxnans vattenvårdsförbunds bjöd in en forskare från Sveriges lantbruksuniversitet för att diskutera tvåstegsdiken som en möjlig åtgärd i Floråns avrinningsområde och vid ett fältbesök i juni 2019 så besöktes ett antal lokaler. En lämplig lokal kunde då identifieras, och det är nedre delen av det vattendrag/dike som mynnar i Färgeriån vid mätpunkt 2 (Tabell 4) ca 600 m uppströms bron i Flor (Figur 23 och Figur 24).



**Figur 23** Lämplig lokal för anläggandet av ett tvåstegsdike som mynnar i Färgeriån nära Florsjön.



**Figur 24** Ortofoto över den 1 km långa stäcka av vattendraget/diket som lämpar sig för att anlägga ett tvåstegsdike. Nedströms (mynningen i Färgeriån) och uppströms start- och slutpunkter markerade.

Vid de två synoptiska mätkampanjerna så var fosforhalterna lägre än Färgeriån vid bron i Flor, men områdesbelastningen av suspenderat material var näst högst av de undersökta områdena vid höstmätningarna vilket ger indikationer på att en betydande erosion förekommer vid högre flöden och att ett tvåstegsdike kan vara en lämplig åtgärd för att minska transporten av suspenderat material. Förslaget är att anlägga ett tvåstegsdike på sträckan från vattendraget/dikets mynning och 1 km uppströms. Den jordbruksmark som skulle behöva tas i anspråk för åtgärden blir då 0,5-1 ha.

## Referenser

Greppa näringen (2015). Strukturkalkning – bra för både mark och miljö. Praktiska råd nr 23.

Jordbruksverket (2016): Från idé till fungerande tvåstegsdike - en vägledning. Jordbruksinformation 16:15.

SMHI (2020): Hydrologiska data för delavrinningsområde "Florån uppströms Florsjön" 13833. Nedladdade från Vattenwebb 2020-01-18.

Ulén, B., Etana, A. (2014). Phosphorus leaching from clay soils can be counteracted by structure liming. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil and Plant Science*, 64 (5): 425-433.