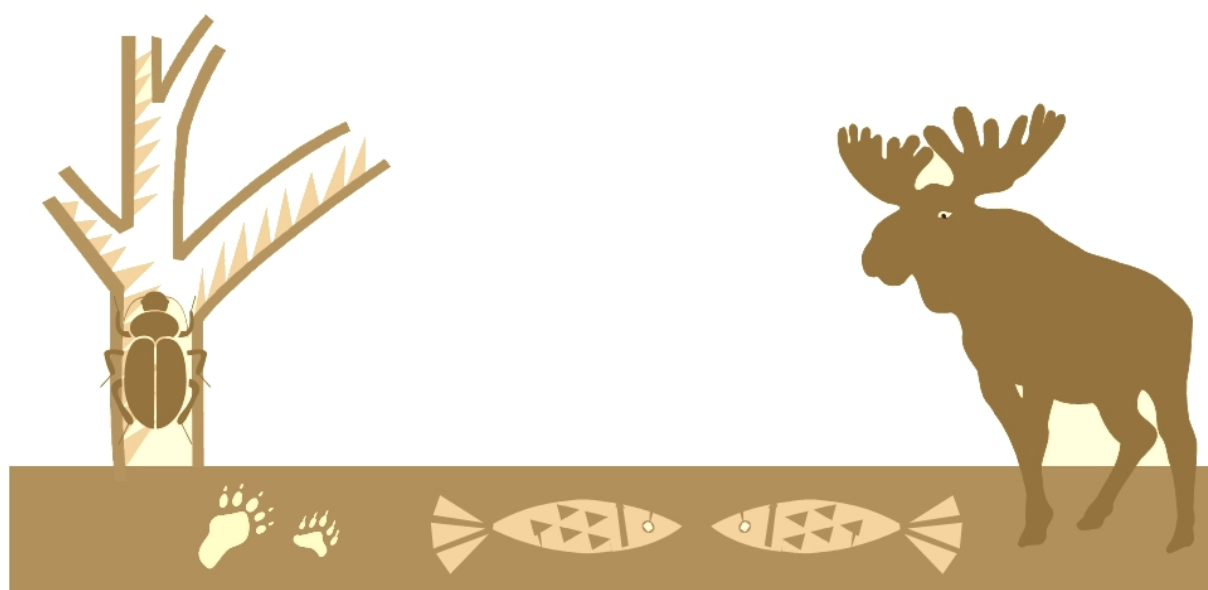




## FOMA-projekt Fiskodlingens närsaltsbelastning

Anders Alanärrä och Åsa Strand



---

Sveriges Lantbruksuniversitet  
Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö

Rapport 1

Swedish University of Agricultural Sciences  
Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies

Umeå 2011

---



## Sammanfattning

De huvudsakliga miljöeffekterna från fiskodling är; utsläpp av närsalter och eutrofieringsproblem, rymning av fisk som kan konkurrera med och genetiskt "förorena" vilda bestånd, samt spridning av sjukdomar från odlad fisk till vild. Fokus i detta projekt har legat på närsalterna, specifikt fosfor och dess effekt på primärproduktionen. Syftet med studien var att (1) klargöra de huvudsakliga närsaltseffekterna av fiskodling genom att systematiskt analysera kontrollprogram, (2) belägga vilka typer av vattenområden som är lämpliga för odling, samt (3) ge förslag till en ny modell för att beräkna lämplig produktionsvolym utifrån ett givet närsaltsutrymme. Av 191 undersökta odlingar uppfyllde 13 odlingar urvalskriterier för att ingå i utvärderingen: odlingen skall ligga i sötvatten (sjö eller kraftverksmagasin), bedrivit verksamhet under minst 10 år, program för recipientkontroll skall finnas tillgängliga, samt att odlingens produktion under perioden skall finnas dokumenterad. I 11 av 13 studerade vattenområden kan vi inte observera någon negativ effekt av fiskodlingens fosforbelastning på vare sig fosfor- eller klorofyllhalter. I fem fall har fosforhalten tydligt minskat under mätperioden och i sex fall är situationen oförändrad. Endast i två fall kan vi notera en ökning av fosforhalten vid odlingarnas kontrollstationer under mätperioden, vilket avviker från trenden vid referensstationerna. En fullständig analys av fosforbelastningen i respektive område måste dock genomföras innan orsaken till ökningen kan tillskrivas fiskodlingarna. En analys av de parametrar som påverkar odlingspotentialen (ton fisk per år) i respektive område visar att vattenflödet genom systemet och vattnets omsättningstid är av störst betydelse. Tolv av 13 odlingar är lokaliserade i områden påverkade av vattenkraften, d v s ligger i regleringsmagasin som ofta kännetecknas av högt vattenflöde och lång omsättningstid. För en framtida utveckling av svensk fiskodling, föreslås att regleringsmagasin skall vara prioriterade för nyetableringar och ökade tillstånd i befintliga odlingar. Dels för att odlingspotentialen vanligen är god i dessa områden, dels för att miljösituationen i stort är negativt påverkad av regleringen. En ny modell för bedömning av fiskodlingars fosforpåverkan har testats inom ramen för detta projekt. Vi tror att denna modell kan fungera som ett viktigt redskap för skattning av lämplig produktionsvolym vid nya ansökningar om odlingstillstånd, samt vid ansökningar om ökat tillstånd i befintliga odlingar.

## Inledning

Fiskodlingens miljöeffekter i Sverige är omdebatterade och inte tillfredställande klarlagda. De huvudsakliga miljöeffekterna är; utsläpp av närsalter och eutrofieringsproblem, rymning av fisk som kan konkurrera med och genetiskt "förorena" vilda bestånd, samt spridning av sjukdomar från odlad fisk till vild. Fokus i detta projekt har legat på närsalterna. Brist på kompetens och nationella riktlinjer för hur vattenbrukets miljöbelastnings skall bedömas har varit och är en starkt bidragande orsak till branschens svaga utveckling (Statens Offentliga Utredningar 2009). De odlingar som varit verksamma under de senaste 20-30 åren har ålagts kontrollprogram i syfte att följa upp eventuella miljöeffekter. De flesta kontrollprogram utvärderas dock inte systematiskt, vilket innebär att viktig information om vilka typer av vatten som är lämpliga resp. olämpliga för vattenbruk missas (Jonsson & Alanära 2000). Modeller och verktyg för värdering och analys av vattenbrukets långsiktiga miljöpåverkan behöver utvärderas och utvecklas mot bakgrund av en förväntad expansion av näringen.

Det saknas enhetliga modeller för bedömning av lämplig odlingsvolym och närsaltsbelastning vid tillståndsgivning. De första och hittills enda riktlinjer för bedömning av fiskodling gavs ut av Naturvårdsverket (1993) i deras serie Allmänna råd. Där diskuteras att ett potentiellt

närslutsutrymme skall identifieras i det aktuella vattnet och utifrån detta utrymme kan en lämplig odlingsvolym identifieras. Naturvårdsverket föreslår vidare att detta närslutsutrymme eller ”tak” för belastning kan beräknas med utgångspunkt från påverkansgrad enligt Allmänna Råd 90:4, *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag* (Naturvårdsverket 1990). Påverkansgrad identifieras genom att beräkna en ursprunglig halt av närsluter och dela in sjöar i olika klasser beroende på hur mycket uppmätta halter avviker från ursprungsvärdet. På så sätt kan ett närslutsutrymme beräknas via skillnaden mellan klassgräns och ursprungsvärde. Ur ett perspektiv där lämplig odlingsvolym skall fastställas saknas dock den viktigaste information, d v s hur mycket fisk går det att odla på det identifierade närslutsutrymmet.

En viktig utgångspunkt idag är Naturvårdsverkets nya föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (NFS 2008:1). Dessa föreskrifter bygger på att EU:s medlemsstater har enats om att skapa en likartad förvaltning av sina vatten, det sk ramdirektivet för vatten. Målet är att alla vatten i Europa år 2015 skall ha uppnått god ekologisk och kemisk status. Vatten som inte har godtagbar status ska åtgärdas och åtgärdsprogram och förvaltningsplaner ska tas fram. Status och potential klassificeras utifrån så kallade bedömningsgrunder och kemisk status klassificeras utifrån givna gränsvärden. För detta arbete skall man utgå från bedömningsgrundsskalor för kvalitetsfaktorer i NFS 2008:1. Dessa skalor är uppdelade i fem statusklasser: hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig. Resultatet av klassificeringar för samtliga kvalitetsfaktorer ska sammanvägas till total ekologisk status (Naturvårdsverket 2007).

För att beräkna den koncentrationshöjande effekten av fosfortillskott i en sjö eller regleringsmagasinen kan teoretiska modeller användas. Vanligtvis används en massbalansmodell som uppskattar långtidsmedelvärden av totalfosforkoncentrationen i en sjö när den är i jämvikt, d v s efter en längre tid med samma fosfortillskott (Vollenweider 1975). Modellen beskriver nettosedimentationen av fosfor i sjön som en funktion av vattnets omsättningstid. Längre omsättningstid innebär att en större andel av partikulärt fosfor hinner sedimentera i sjön och teoretiskt tas bort ur kretsloppet. Det finns en rad olika typer av massbalansmodeller som ger något olika resultat beroende på sedimentationsmönstret i sjön (Dillon & Rigler 1974; Kierchner & Dillon 1975; Vollenweider 1975; OECD 1982; Johansson & Nordvarg 2002). Dessa är de bästa och mest kostnadseffektiva verktygen som finns tillgängliga idag för att skatta en lämplig odlingsvolym utifrån ett givet närslutsutrymme.

Projektets mål är att (1) klargöra de huvudsakliga närslutseffekterna av fiskodling genom att systematiskt analysera kontrollprogram, (2) belägga vilka typer av vattenområden som är lämpliga för odling, samt (3) ge förslag till en ny modell för att beräkna lämplig produktionsvolym utifrån ett givet närslutsutrymme.

## **Material och metod**

### **Datainsamling**

Följande kriterier har används för val av odlingar: odlingen skall ligga i sötvatten (sjö eller kraftverksmagasin), bedrivit verksamhet under minst 10 år, program för recipientkontroll skall finnas tillgängliga, samt att odlingens produktion under perioden skall finnas dokumenterad. Av 191 undersökta odlingar uppfyllde 13 odlingar ovanstående kriterier.

Flertalet odlingar ingår i en samordnad recipientkontroll (SRK). Institutionen för Vatten och Miljö vid SLU är datavärd för dessa kontrollprogram. SRK data finns tillgängligt på: <http://info1.ma.slu.se/IMA/introduktion.ssi> . Uppgifter på vattenkemi i egna kontrollprogram har hämtats från länsstyrelser, kommuner och vattenvårdsförbund.

För SRK program där prover tas månadsvis har årsmedelvärden beräknats, medan data från augusti och september har prioriterats i de program som har lägre provtagningsfrekvens.

Uppgifter på sjöareal, -höjd, -djup och -volym har hämtats från SMHI:s databas Svenskt Vattenarkiv (SVAR). Data på vattenflöden har hämtats från SMHI:s "Flödesstatistik för Sveriges vattendrag" som bl a innehåller uppgifter på avrinningsområdets storlek och medelvattenföring (Data kan hämtas från SMHI:s hemsida).

Uppgifter på odlingars tillståndsgivna produktion, årliga fiskproduktion och foderförbrukning har hämtats från fiskodlingsföretagen, länsstyrelser och kommuner.

### **Modell för bedömning av fosforutrymme och odlingspotential**

Under insamlandet av data i detta projekt har det inte vart möjligt att identifiera vilken modell som används för att skatta en lämplig produktionsvolym vid tillståndsgivningen. För att kunna göra en jämförande analys av olika sjöars potential för fiskodling och sätta denna i relation till den faktiska tillståndsgivna produktionen har en ny modell utvecklats.

Inom ramen för detta arbete har endast fosforstatusen i ytvatten beaktats. Orsaken till detta är att tillståndsbedömningen till dags dato i huvudsak har baserats på fiskodlingens miljöpåverkan i form av fosfor. Enligt Naturvårdsverket (2007) ska i första hand totalfosfor (tot-P) användas för klassificering av näringsämnen i ytvatten. Halter av totalkväve, nitrat och/eller ammonium kan ha betydelse för produktionsregleringen vid kväve/fosforkvoter lägre än 16. Ingen av de ytvatten som studerats har kvoter lägre än 16. I medeltal ligger kväve/fosforkvoten på 64 med ett lägsta värde på 30 och ett högsta på 109.

De flesta svenska ytvatten är mer eller mindre påverkade av mänsklig aktivitet. För att kunna skatta vattnets nuvarande status i relation till ett teoretiskt opåverkat tillstånd används ett referensvärde. Beräkning av referensvärde (ref-P, total-P µg/l) för fosfor görs via sjöns absorptions, höjd över havet samt dess medeldjup enligt följande (Naturvårdsverket 2007):

$$\log(\text{ref-P}) = 1,627 + 0,246 * \log_{10} \text{AbsF} - 0,139 * \log_{10} A - 0,197 * \log_{10} D_m \quad \text{Ekvation 1}$$

där AbsF är absorptionsen mätt vid 420 nm i 5 cm kuvett, A är sjöns höjd över havet (m), samt D<sub>m</sub> är sjöns medeldjup (m)

För att klassificera en sjös status delas referensvärdet med det observerade värdet. Den erhållna ekologiska kvalitetskvoten (EK) jämförs med klassgränserna i tabell 1 och hänförs till rätt klass.

$$\text{EK} = \text{beräknat referensvärde} / \text{observerad tot-P} \quad \text{Ekvation 2}$$

Mätningar av totalfosfor (observerad halt) i extensiva program bör ske via ett ytprov (0,5 m djup) under sensommaren (slutet juli eller augusti). För att få ett bra underlag för klassificering rekommenderas provtagning minst fyra gånger per år, men helst oftare. Om

endast fyra provtagningar genomförs kan dessa, när det gäller dimiktiska sjöar (omblandning sker två gånger per år), med fördel förläggas till de två perioder när det råder stabila skiktningförhållanden (vårvinter och sensommar), samt till cirkulationsperioderna under vår och höst (Naturvårdsverket 2007). För att utjämna mellanårsvariationer bör beräkningen (ekvation 2) minst basera på ett treårsmedelvärde.

För att kunna uttrycka klassgränsen som en koncentration ( $\mu\text{g/l}$ ) delas referensvärdet med EK-värdet för respektive klassgräns enligt följande:

$$\text{Klassgräns } (\mu\text{g/l}) = \text{beräknat referensvärde} / \text{EK-värde} \quad \text{Ekvation 3}$$

Där EK-värde är ekologisk kvalitetskvot (se tabell 1 för värden).

Tabell 1. Statusklassificering av tot-P i sjöar.

Status	EK-värde	Mätt koncentration tot-P ( $\mu\text{g/l}$ )
Hög	$\geq 0,7$	och $< 12,5$
God	$\geq 0,5$	
Måttlig	$\geq 0,3$	
Otillfredsställande	$\geq 0,2$	
Dålig	$< 0,2$	

Med fosforutrymme menas skillnaden mellan sjöns klassgräns och observerad halt. Eftersom målet inom EU och Sverige är att samtliga ytvattenförekomster skall ha uppnått god status innan 2015 kan ett fosforutrymme för fiskodling endast identifieras om vattnet klassas som god ( $\geq 0.5$ ) eller hög status ( $\geq 0.7$ ). Alla vatten klassade lägre än god fosforstatus kan inte anses lämpliga för fiskodling om inte vattnet av andra skäl ges mindre stränga kvalitetskrav (Naturvårdsverket 2007).

Fosforutrymmet beräknas som:

$$\text{Fosforutrymme } (\mu\text{g/l}) = \text{Klassgräns tot-P} - \text{Observerad tot-P} \quad \text{Ekvation 4}$$

För att beräkna den koncentrationshöjande effekten av fosfortillskott från fiskodling har OECD:s så kallade "Nordiska kalibreringen" av Vollenweiders ursprungsmodell använts. Modellen är anpassad till de förhållanden som råder i Norden och bygger på mätdata från 10 stycken sjöar i Sverige, Norge och Finland. I Sverige är det data från Mälaren, Boren och Vättern som ingått i kalibreringen (OECD, 1982).

Matematiskt uttrycks modellen:

$$\text{TP} = 1.12 * (\text{TP}_{\text{in}} / (1 + \sqrt{T}))^{0.92} \quad \text{Ekvation 5}$$

där TP är koncentration av totalfosfor i sjön vid jämvikt ( $\mu\text{g/l}$ ),  $\text{TP}_{\text{in}}$  är den flödeskorrigerade förlusten av fosfor från fiskodling ( $\mu\text{g/l}$ ) och T är vattnets omsättningstid (år)

Vattenomsättningen (T, år) beräknas enligt följande:

$$T = V / Q \quad \text{Ekvation 6}$$

där V är sjöns volym (m<sup>3</sup>) och Q är vattenflödet (m<sup>3</sup>/år). Uppgifter på vattenflöde kan skattas via direkta mätningar i aktuellt ytvatten, hämtas från SMHI:s "Flödesstatistik för Sveriges vattendrag" eller beräknas teoretiskt via avrinningsområdets storlek och specifik avrinning.

För beräkning av fosforbelastning (dos) från odling används en massbalansekvation där man beräknar mängden tillfört fosfor med fodret minus de mängder som anrikas i fisken enligt följande:

$$L = P * (FK * C_I - C_R) * 10 \quad \text{Ekvation 7}$$

där L står för fosforförlusten (kg), P för fiskproduktion (netto, ton), FK är foderkoefficient (kg foder per kg tillväxt), C<sub>I</sub> för koncentration av fosfor i fodret (%) och C<sub>R</sub> för koncentration av fosfor i fisken (%). Det har inte varit möjligt att få tag i tillförlitliga data på foderkoefficient och fodrets fosforinnehåll från de odlingar som ingår i studien. För att standardisera beräkningarna anges FK till 1.2, C<sub>I</sub> till 0.9%, samt C<sub>R</sub> till 0.4% (se Jonsson & Alanära 2000 för mer information rörande ingående parametrar).

Den flödeskorrigerade förlusten av fosfor från fiskodling (TP<sub>in</sub>) beräknas på följande sätt:

$$TP_{in} = L * 1000000 / Q \quad \text{Ekvation 8}$$

### Växtplankton och klorofyll

I tabell 2 ges information om den statusklassning av klorofyllhalter som används i denna studie (Naturvårdverket 2007).

Tabell 2. Referensvärden och klassgränser för klassificering av status med avseende på klorofyll.

Typ	Status	Klorofyllhalt (µg/l)
	Referensvärde	1.0
Fjällen ovan trädgränsen	Hög	≤1.5
	God	≤3.0
	Referensvärde	2.0
Norrländ, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt-1. Sydgräns limes norrlandicus	Hög	≤4.0
	God	≤6.0
	Referensvärde	2.5
Norrländ, humösa sjöar, färg >30 mg Pt-1. Sydgräns limes norrlandicus	Hög	≤5.0
	God	≤7.5
	Referensvärde	2.5
Södra Sveriges, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt-1. Nordgräns limes norrlandicus	Hög	≤5.0
	God	≤8.5
	Referensvärde	3.0
Södra Sverige, humösa sjöar, färg >30 mg Pt-1. Nordgräns limes norrlandicus	Hög	≤6.0
	God	≤10

## **Resultat**

### **Odlingar**

De odlingar som ingår i studien varierar i tillståndsgiven produktion. Sex av 13 odlingar har små odlingstillstånd med mindre än 100 tons årsproduktion (tabell 3). Den genomsnittliga produktionen i dessa är 45 ton per år. Två odlingar har mellanstora tillstånd med i genomsnitt 190 tons årsproduktion, medan resterande fem odlingar har stora tillstånd med en medelproduktion av 420 ton.

De i studien ingående odlingar har i genomsnitt varit verksamma i 24 år, varav den med kortast odlingshistoria ligger på 10 år och den med längst 34 år. Odlingarnas tillståndsgivna produktion har i några fall ökat under åren, men har legat på dagens nivå de senast 10 åren.

Tolv av 13 odlingar är etablerade i vattensystem påverkade av vattenkraft. Tolv av 13 odlingar är anslutna till samordnade recipient kontrollprogram (SRK), medan en odling har eget kontrollprogram.

### **Datakvalitet**

Kontrollprogrammen för vattenkemi vid odling och referenspunkt har i genomsnitt funnits i ca 20 år. Av de odlingar som ingår i studien är 10 år den kortaste tidsserien och 30 år den längsta. Vattenprover för bl a fosfor tas i genomsnitt 3-4 ggr per år. I ett kontrollprogram tas prover varje månad, medan 1-2 prover per år tas i 5 program.

Avståndet till kontrollpunkt för provtagning ligger i genomsnitt 4.6 km från odling. I fyra fall ligger kontrollpunkten mindre än 1 km från odlingen, medan den i tre fall ligger ca 10 km från odlingen (tabell 3). Referenspunkterna ligger i genomsnitt 17 km uppströms från odlingarna. Närmaste referenspunkten ligger 100 m från odlingen och den längst bort 81 km (tabell 3).

Sammantaget ger detta att kvaliteten på kontrollprogrammen vid odlingen i fyra fall bedöms som hög, i sex fall som medelhög och i tre fall som låg (tabell 3). Motsvarande bedömning för programmen vid referensstation ger tre fall med hög kvalitet, sex fall med medelhög kvalitet och tre fall med låg kvalitet (tabell 3). För en av odlingarna saknas referensstation.

I enlighet med ekvation 1 behövs data på ytvattnets absorptions för att kunna skatta referensvärdet som anger ett teoretiskt opåverkat tillstånd. I 11 fall av 13 är kvaliteten på data låg, vilket innebär att underlag saknas eller utgörs av ett fåtal värden. I flera fall måste uppgifter på absorptions hämtas från ett närliggande ytvatten.

### **Potential för odling**

Potential för odling i form av ton per år har skattats via ytvattnets nuvarande fosforstatus. Eftersom de flesta odlingar startade sin verksamhet innan kontrollprogram fanns tillgängliga (eller att datakvaliteten är för låg) har det inte varit möjligt att skatta potentialen vid utgångsläget. Om man utgår från att ytvattnets fosforstatus inte får vara sämre än hög kvalitet, beräknas den totala odlingspotentialen för de ingående odlingslägena till ca 10 000 ton per år. Nuvarande tillståndsgivna produktion ligger på sammanlagt 2750 ton. Om man däremot kan acceptera en god fosforstatus i ytvatten lämpliga för fiskodling, ökar potential i de studerade områdena till ca 35 000 ton per år.



Tabell 3. Bedömning av datakvalitet för kontrollpunkt i odlingens närhet och referenspunkt. Nuvarande statusklassificering för fosfor ( $\mu\text{g tot-P/l}$ ) och klorofyll ( $\mu\text{g/l}$ ) bygger på ett medelvärde för de senaste tre åren (se tabell 1 och 2 för klassgränser). Vattnets odlingspotential har beräknats enligt ekvation 4, 5 och 8.

	Odling												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datakvalitet rörande: <sup>1</sup>													
- Recipientkontroll odling	Låg	Medel	Medel	Hög	Medel	Låg	Hög	Medel	Låg	Hög	Hög	Medel	Medel
- Recipientkontroll referens	Saknas	Medel	Medel	Hög	Medel	Låg	Medel	Medel	Låg	Hög	Hög	Medel	Låg
Avstånd kontrollpunkt (km)	0,8	9,7	1,1	1,7	10,2	0,1	4,3	11,7	0,3	1,2	0,7	6,6	7,2
Avstånd referenspunkt (km)	-	12,8	9,1	6,7	14,1	0,1	12,6	46,4	1,5	7,4	5,4	2,8	81,4
Statusklassificering av fosfor	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	Hög	God	Hög	Hög	Hög
Statusklassificering av Klorofyll <i>a</i>	Hög	God	God	Hög	Saknas	Saknas	Saknas	Hög	Saknas	Saknas	God	Hög	Saknas
Vattnets potential för odling <sup>2</sup>	Liten	Stor	Liten	Mycket stor	Mycket stor	Mellan	Mellan	Mycket stor	Stor	Saknas	Stor	Stor	Stor
Tillståndsgiven produktionsvolym <sup>2</sup>	Liten	Liten	Liten	Liten	Liten	Liten	Mellan	Mellan	Stor	Stor	Stor	Stor	Stor
Inteckning av fosforutrymme (%)	72%	2%	>100%	3%	2%	17%	94%	0.4%	61%	>100%	42%	77%	52%

<sup>1</sup> Saknas, Låg = fåtal värden och ej sammanhängande, Medel = sammanhängande mätperiod med få prover per år och/eller provtagning långt från odling, Hög = flera värden per år vid relevant mätstation.

<sup>2</sup> Saknas = ytvattnet uppnår endast god kvalitetsstatus, Liten = mindre än 100 tons årsproduktion, Mellan = 100-300 tons produktion, Stor = 300-1000 tons produktion, Mycket stor > 1000 tons produktion.

Nuvarande fosforstatus bedöms som hög i 12 av 13 studerade ytvatten (tabell 3). Endast i ett fall bedöms statusen som god (odling 10). Med ambitionsnivån att ytvattnet skall bibehålla en hög fosforstatus varierar produktionspotentialen för varje enskild odling stort (tabell 3). Två odlingslägen bedöms ha en liten potential (<100 ton), två lägen har en mellanstor potential (100-300 ton), fem har stor potential (300-1000 ton) och tre har mycket stor potential (>1000 ton). Som nämns ovan uppnår ett odlingsläge inte hög status, varför produktionspotential saknas enligt detta sätt att räkna. Om god status kan accepteras blir potentialen istället stor (300-1000 ton) för detta läge.

Det finns inget statistiskt säkerställt samband mellan ytvattnets potential för odling och faktisk tillståndsgiven produktion (linjär regression,  $r^2=0.02$ ,  $F=0.17$ ;  $P=0.69$ ). I några fall bedöms t ex vattnets potential som stor eller mycket stor men den tillståndsgivna produktionen är liten (tabell 3). Hur stor del av det teoretiska odlingsutrymmet som är intecknat varierar stort mellan odlingar. Med ett par undantag så tenderar stora och mellanstora odlingar att ha intecknat ett större utrymme än små odlingar (tabell 3). I några fall är hela eller en stor del av utrymmet intecknat av en aktör.

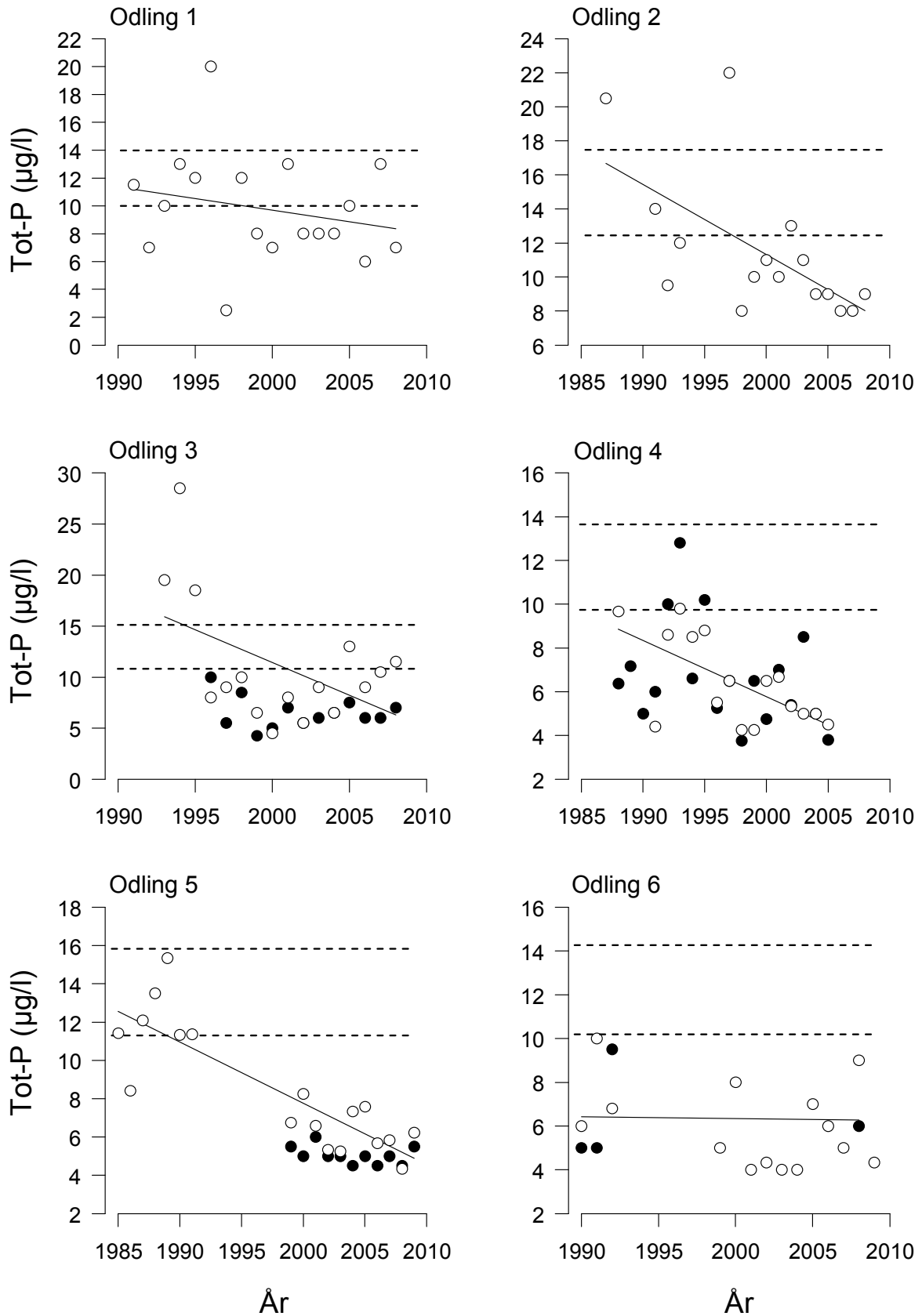
De faktorer eller parametrar som har en avgörande inverkar på ytvattnets odlingspotential är vattenflödet, ytvattnets omsättningstid och nuvarande fosforhalt. Vattenflödet styrs av nederbördsmängd och tillrinning. Storleken på tillrinning i sin tur är en effekt av vart i avrinningsområdet ytvattnet ligger, ju längre ned i systemet desto högre flöde. Vattnets omsättningstid är en effekt av tillrinning och ytvattnets volym. Av dessa parametrar har vattenflödet den avsevärt största betydelsen för storleken på odlingspotentialen i de studerade ytvattnen (tabell 4). Även omsättningstiden är av signifikant betydelse, medan nuvarande fosforhalt inte har någon signifikant effekt.

Tabell 4. Variansanalys (ANOVA) med odlingspotential som effektvariabel och vattenflöde, vattenomsättning samt uppmätt fosforhalt som faktorer.

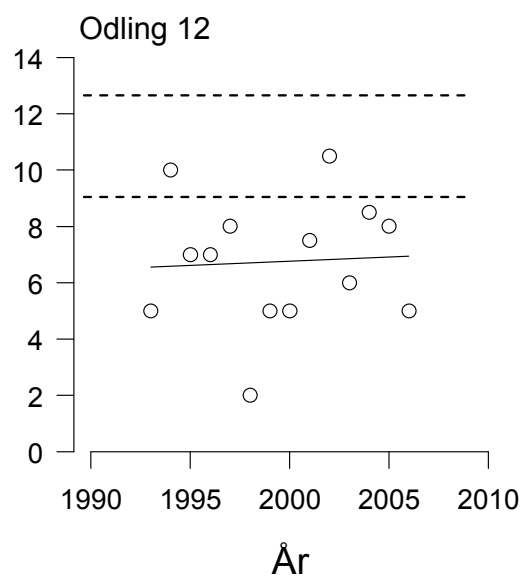
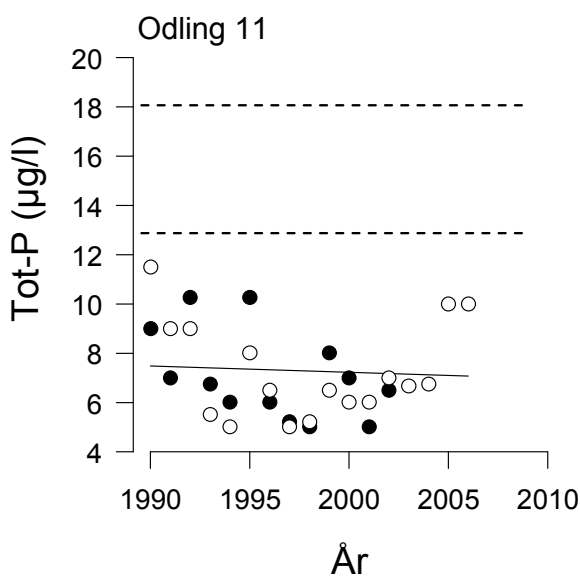
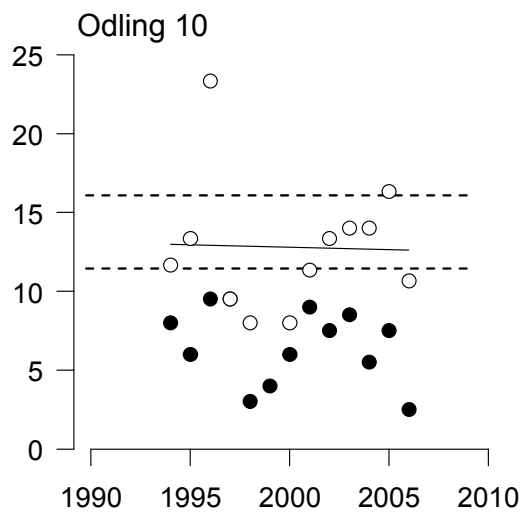
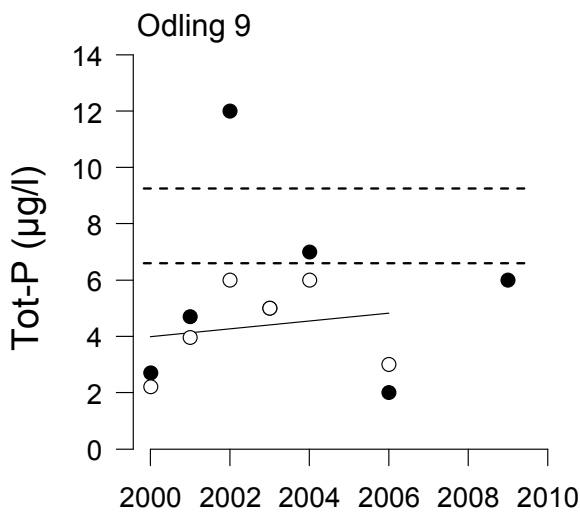
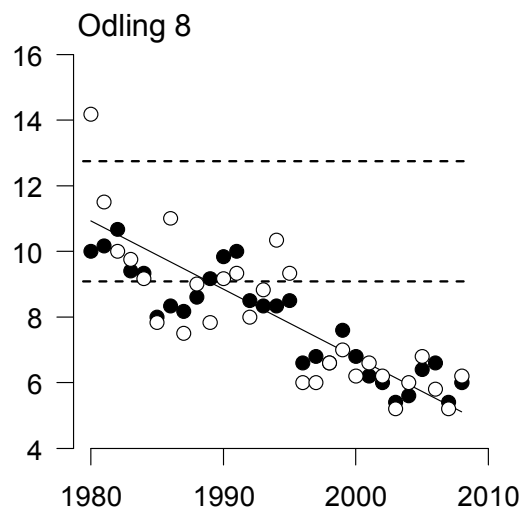
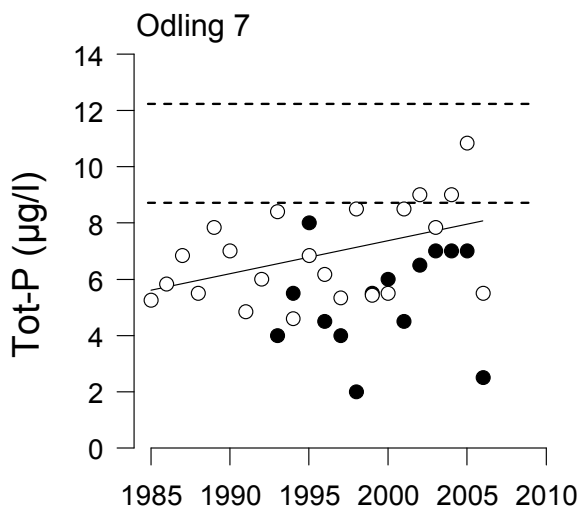
Parameter	F	P
Vattenflöde (m <sup>3</sup> /år)	6.76	<0.001
Vattenomsättning (år)	2.27	0.050
Nuvarande fosforhalt (tot-P)	0.98	0.352

### Fiskodlingarnas närsaltspåverkan

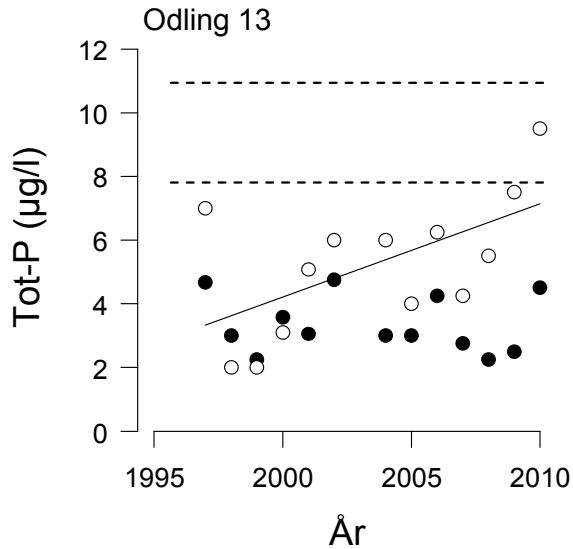
I fem vattenområden är fosforstatusen idag klart bättre än situationen vid odlingens start (figur 1). I två fall är trenden den omvända d v s fosforhalten stiger över tid och avviker till viss del från referensvärdet (odling 7 och 13). Sex vattenområden har mer eller mindre oförändrad status under hela mätperioden (figur 1). I tre av dessa ligger dock fosforhalten vid eller över klassgränsen för hög status i stort sett under hela mätperioden, men ökar inte över tid. I två av dessa saknas referensstationer.



Figur 1. Fosforhaltens utveckling över tid vid kontrollstationer (vita cirklar) och referensstationer (svarta cirklar). Helledragen linje är den linjära regressionen för fosforhalt vid kontrollstationen. Övre streckad linje anger ytvattnets gräns för god kvalitet och nedre streckad linje gränsen för hög kvalitet.

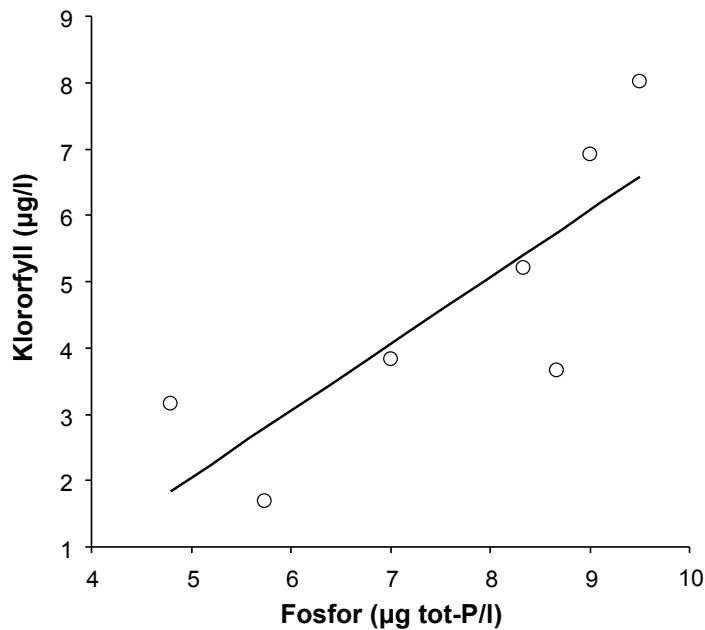


Figur 1 (fortsättning).



Figur 1 (fortsättning)

I sju av 13 fall har klorofyll ingått i provtagningsprogrammet vid kontrollstationen. Statusklassificering för klorofyll är i fyra fall hög och i tre fall god (tabell 3). Det råder ett relativt starkt samband mellan nuvarande fosforhalt och klorofyllhalt i de studerade ytvattnen (Figur 2, linjär regression,  $r^2=0.66$ ,  $F=9.5$ ;  $P=0.027$ ).



Figur 2. Samband mellan nuvarande fosforhalt (µg tot-P/l) och klorofyll (µg/l) vid 7 av 13 undersökta kontrollprogram. Koncentrationerna utgör medelvärden för de senaste tre åren i respektive kontrollprogram.

## Diskussion

### Närsaltseffekter av fiskodling

De flesta odlingar som ingår i utvärderingen har varit verksamma i minst 20 år, vilket indikerar att sjöarna haft tillräckligt med tid att nå jämvikt med rådande fosforbelastning. Förutom i ett par osäkra fall kan vi inte konstatera några negativa effekter av fiskodling, varken på fosfor- eller klorofyllhalt. Jonsson & Alanära (2000) utvärderade kontrollprogrammen från ett 40-tal svenska odlingar under 1995. Av dessa visade endast några förhöjda närsaltshalter som kunde härledas till fiskodlingsutsläpp, men inga eller små miljöeffekter i form av ökad primärproduktion, minskad syrehalt, eller siktdjupsförändringar. Johansson & Nordvarg (2002) kunde inte heller påvisa någon effekt av fiskodling på fosfor- eller klorofyllhalter i en detaljerade studie av åtta svenska sjöar.

I fem av 13 studerade ytvatten har fosforstatusen blivit avsevärt bättre under perioden med fiskodling. Vad denna förbättring i miljön beror av är svårt att värdera. Det är troligt att företagen blivit mer effektiva i sin utfodring genom åren och därmed minskat fosforbelastningen (Jonsson & Alanära 2000). Data på foderförbrukning är dock bristfälligt rapporterad och det är därför inte möjligt att koppla reduktionen i fosforhalt till odlingsverksamheten. Dessutom är flera av dessa odlingar relativt små och nyttjar en liten del av fosforutrymmet, vilket gör att deras inverkan på miljön är liten. Troligen är det andra faktorer som bidragit till den huvudsakliga reduktionen. Detta styrks av att trenden vid referensstationer i flera fall är likvärdig den för kontrollstationer. Inom ramen för denna studie har det inte varit möjligt att identifiera andra verksamheter och kvantifiera deras bidrag av fosfor. Det är möjligt att dessa reducerat sina utsläpp och därmed bidragit till den positiva utvecklingen. Vattenkraft och dess reglering av ytvatten kan också leda till att fosforhalterna minskar, en sk oligotrofieringseffekt (Stockner m fl 2000). En trolig sådan effekt kan ses i två reglerade vattenområden där har fosforkoncentrationerna i stort sett halverats under en 30-årsperiod (odling 5 och 8).

I sex av de studerade fallen är fosforhalten vid odlingen relativt oförändrat under den observerade perioden och avviker inte i någon större utsträckning från referensstationen. I tre fall ligger koncentrationen vid eller över klassgränsen för hög status under hela mätperioden. Tyvärr saknas referensstationer i två av dessa områden, vilket gör att det inte går att avgöra om fosfornivån är generell för systemet (odling 1 och 12). I den tredje ligger halterna något lägre vid referensstationen jämfört med kontrollstationen (odling 10). Detta kan tyda på en viss effekt av odlingsverksamheten, men referenspunkten ligger väldigt lågt från odlingen och är troligen inte relevant för en analys av påverkan.

I två områden har statusen försämrats under perioden med odling (odling 7 och 13). Fosforhalterna vid kontrollstationerna avviker också från halterna i referensområdet. Det bör dock noteras att fosforstatusen i dessa ytvatten fortfarande är god och att det inte föreligger någon akut övergödningssituation. Det går inte att utvärdera en eventuell effekt på primärproduktionen eftersom klorofyllprovtagningar saknas i dessa kontrollprogram. I likhet med diskussionen ovan kan vi inte avgöra om andra verksamheter släpper ut fosfor och därmed bidrar till den ökade belastningen. För att klargöra en eventuell effekt av fiskodling måste den totala närsaltsbelastningen i respektive område analyseras.

Utifrån de uppgifter vi lyckats samla in är kvaliteten på vattenkemiska data innan odlingarna startade överlag mycket bristfällig. Det måste ha varit svårt, för att inte säga omöjligt, att göra

en bra skattning av miljösituationen i området vid tidpunkten för ansökan om odlingstillstånd. Kontrollprogram har i de flesta fall tillkommit efter det att odlingen startat sin verksamhet. Kvaliteten på nuvarande kontrollprogram är dock överlag bra, speciellt med avseende på fosforkoncentrationer. Samtliga odlingar utom en är ansluten till ett samordnat recipientkontrollprogram (SRK), vilka generellt har god kvalitet på datainsamlingen. Endast i några fall är dataunderlaget dåligt med avseende på provtagningsfrekvens. Det stora problemet är egentligen att många kontroll- och referensstationer ligger relativt långt från odlingarna. Orsaken till detta är att SRK-program är skapade för att täcka in generella förändringar i miljö orsakade av olika typer av mänsklig aktivitet. De är således inte placerade för att täcka in effekterna av någon enskild aktör. Om problem uppstår är det därför vara svårt att härleda problemet till rätt källa. Genom att skatta varje enskild aktörs fosforbelastning i området kan eventuella negativa effekter teoretiskt beräknas. Beroende på bl a typ av fosforutsläpp, säsongsmässig variation och utsläppets placering i recipienten blir dock noggrannheten i en sådan beräkning begränsad. För att med säkerhet kunna skatta effekten av fiskodlingars utsläpp av fosfor måste kontroll- och referensstationer vara placerade närmare odlingen. Detta gäller i första hand lokaler där stora tillstånd medgivits och där osäkerhet råder om fosforbelastningens effekt. Vid en tillförlitlig bedömning av lämplig fiskproduktion behöver mätstationerna inte ligga i odlingens omedelbara närhet utan kan ingå i ett SRK-program.

Många SRK-program saknar analyser på vattnets absorbans som är huvudkomponenten i beräkningen av referensvärde för fosfor. För att kunna skatta ytvattnets referensvärde för fosfor har data på absorbans därför hämtats från närliggande ytvatten vilket gör skattningen osäker. Sverige har idag införlivat EU:s ramdirektiv för vatten i den nationella lagstiftningen genom vattenförvaltningsförordningen. Enligt denna förordning skall status och potential klassificeras utifrån så kallade "bedömningsgrunder" och kemisk status klassificeras utifrån givna gränsvärden. För detta behövs referensvärden. Vattnets absorbans måste därför ingå i provtagningarna för att kunna bedöma nuvarande fiskodlingars fosforbelastning. Detsamma gäller hanteringen av framtida tillståndsbedömningar. Utan referensvärde för fosfor går det inte att med någon säkerhet att skatta lämplig produktionsvolym.

Vår analys visar på ett tydligt samband mellan ytvattnens fosfor- och klorofyllhalt. Förändringar i vattnets näringsstatus återspeglas snabbt i biomassan av växtplankton under tillväxtsåongen. Flera kontrollprogram saknar dock provtagning av klorofyllhalt. Klorofyllbestämningar är ett jämförelsevis snabbt och enkelt sätt att få en överblick över den totala växtplanktonbiomassan i ett vatten och utgör därmed ett bra mått på effekten av närsalter från fiskodling. Vid tillståndsgivning och utformning av kontrollprogram bör därför klorofyllmätningar ingå.

I Naturvårdsverkets Allmänna Råd från 1993 anges som grundprincip att *en enskild anläggning inte får in-teckna mer än 1/3 av närsaltsutrymmet*. Övrigt utrymme skall reserveras för andra nyttjare och framtida reserv. Totalt sett nyttjas ca 30 % av odlingspotentialen i de studerade områdena, vilket stämmer överens med principen ovan. För varje enskild odling visar dock vår analys att det inte finns något samband mellan områdets potential för odling och den faktiska tillståndsgivna produktionen. Några odlingar har t ex en storlek på produktionen där en stor del eller hela det teoretiska närsaltsutrymmet är in-tecknat. I flera andra fall är tillstånden mycket små trots att området har en stor odlingspotential. Vad denna skillnad mellan odlingar beror på är svårt att utvärdera. I vissa fall har utövaren troligen inte ansökt om ett speciellt stort tillstånd. I andra fall har troligen inte det teoretiska närsaltsutrymmet skattats på ett korrekt sätt och den tillståndsgivna produktionen anpassats

därefter. Eftersom det inte finns någon nationellt vedertagen modell för att skatta lämplig odlingspotential har sannolikt bedömningarna vid tillståndsgivningen gjorts väldigt olika i de enskilda fallen.

### **Vattenområden lämpliga för odling**

Av de ytvatten som ingick i denna studie var 12 av 13 påverkade av vattenkraftsreglering. Reglerade vatten karakteriseras vanligen av höga vattenflöden och i många fall lång omsättningstid. Flödet på de studerade lokalerna var i genomsnitt 82 m<sup>3</sup>/s och omsättningstiden 1.8 år. Vår analys av faktorer som påverkar det potentiella närsaltsutrymmet visar också att vatten med just dessa egenskaper har störst odlingspotential. Ett högt vattenflöde genom systemet späder ut dosen av närsalter från odlingen och koncentrationen av t ex fosfor blir lägre. Lång omsättningstid gör att en större del av partiklarna i vattnet sedimenterar innan de når utloppet, en s k retentionseffekt där fosfor kvarhålls i sedimenten.

Reglerade vatten är troligen lämpliga för fiskodling även ur andra perspektiv. Som tidigare nämnts så pågår en s k oligotrofieringseffekt i större magasin, där fosforhalten gradvis minskar och når nivåer lägre än ursprunget innan regleringen. I sådana vatten skulle fosfortillskotten från odlingen kunna fungera som en miljövårdande åtgärd. Vattenkraften och dess dammar påverkar också organismers möjlighet till förflyttning i avrinningsområdet, samt att regleringen leder till flödesförändringar i vattendrag och vattenståndsförändringar i sjöar. Enligt Vattenförvaltningsförordningen (VVF, 2004:660) ska vattenförekomster påverkade av vattenkraften klassas som kraftigt modifierade. I dessa är det av samhällsekonomiska eller andra skäl inte möjligt att uppnå god ekologisk status (Naturvårdsverket 2007). I stället för god *ekologisk status* ska vattenförekomsten då uppnå *god ekologisk potential*. Med tanke på graden av påverkan skulle reglerade ytvatten kunna vara prioriterade för fiskodling. Det bör vara möjligt att tillåta ett fosforutrymme som utgår från att statusen bibehålls som god. Bara i de studerade områdena skulle det därmed finnas en odlingspotential om ca 11 500 ton per år (33% av 35 000 ton). En studie av hela Sveriges odlingspotential i reglerade vatten skulle med säkerhet ge en odlingspotential om minst 100 000 ton. Reglerade vatten finns i hela landet och täcker in allt från kalla vatten lämpliga för rödingproduktion i norr till varmare områden lämpliga för regnbåge i söder.

### **Modell för beräkning av lämplig produktionsvolym**

Modellen som använts i denna utvärdering bygger på att ett ytvattens fosforutrymme kan identifieras utifrån dagens miljömål. Utifrån detta fosforutrymme beräknas sedan den potentiella odlingsvolymen via en massbalansekvation som tar hänsyn till vattenflödet och sedimentationen av fosfor. Modellen är enkel att använda och bygger på att följande parametrar för ytvattnet är kända:

- Absorbans
- Höjd över havet
- Medeldjup
- Volym
- Vattenflöde
- Fosforhalt
- Teoretisk fosfordos från fiskodling

Det finns flera olika massbalansmodeller att använda för att skatta vilken koncentrationshöjande effekt som t ex fosforbelastningen från en fiskodling ger upphov till.



(Dillon & Rigler 1974; Kierchner & Dillon 1975; Vollenweider 1975; OECD 1982). Beroende på sedimentationsmönstret i sjön ger de något olika resultat. I denna utvärdering har OECD:s ”Nordiska” kalibrering av Vollenweider’s ursprungsmodell används (OECD 1982). Vår bedömning är att de sjöar som ingår i denna kalibrering bäst återspeglar de sjöar som ingår i vår utvärdering. Johansson & Nordvarg (2002) modellerade sambandet mellan vattenflöde, omsättningstid, fosforbelastning, fosforkoncentration och klorofyllhalter i 10 sjöar där fiskodling bedrevs eller hade bedrivits. Deras resultat visar att traditionella massbalansmodeller för fosfor (se referenser ovan) överskattar effekten av fosforutsläpp från fiskodling med i medeltal en faktor av två. Modellen av Johansson & Nordvarg (2002) har dock inte används i denna utvärdering. Orsakerna till detta är dels att den inte validerats och dels att deras sjöar avviker hydrologiskt och morfologiskt från de ytvatten som ingår i denna studie.

En stor osäkerhet råder också rörande det faktum att nästan alla studerade ytvatten är reglerade. Byggandet av dammar vid sjöars utlopp ökar vattnets sedimentation av partikulärt material, vilket gör att de fungerar som ”fosforfällor” (Stockner m fl 2000). Detta är ett av huvudskälen till att reglerade vatten blir mer oligotrofa i förhållande till situationen innan vattenkraftsutbyggnaden. Det är därför inte osannolikt att vår modell överskattar den närsaltshöjande effekten en fiskodling teoretiskt har i reglerade vatten, d v s sedimentationen av partikulärt fosfor är högre än vad modellen beräknar. Om så är fallet skulle den teoretiska odlingspotentialen kunna vara högre i reglerade vatten.

En satsning på utveckling och expansion av den svenska vattenbruksnäringen har nyligen aviserats av regeringen i utredningen *”Det växande vattenbrukslandet”* (Statens offentliga utredningar 2009). I utredningen ges förslag till en handlingsplan i tretton punkter med syfte att utveckla den svenska vattenbruksnäringen. Beträffande fiskodlingens miljöeffekter föreslår utredarna följande: *”En förbättrad miljöuppföljning behövs för att ge bättre underlag för vattenbrukssatsningar. Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) ges därför i uppdrag att övervaka och analysera vattenbrukets miljöeffekter. En standardmodell, anpassad till nordiska förhållanden, tas fram för beräkning av närsaltsbelastning”*.

Med hjälp av modellen som används i detta projekt kan lämplig produktionsvolym bestämmas vid nyetableringar utifrån rådande miljösituation och fastställda miljömål. Som diskuterats ovan finns det dock en rad osäkerheter kopplade till modellen och ett framtida utvecklingsarbete bör inledas för att utveckla och validera modellen så att den ger säkra skattningar.

Ett annat problem med bedömning av nyetablering är tillgången på vattenkemiska data. Denna studie visar med all tydlighet att uppgifter på t ex fosforhalt och absorbans oftast saknas eller är bristfälliga i det aktuella området för odling. Idealt bör det vara en tidsserie på minst tre år och en provtagning varje månad för att underlaget skall bedömas som bra. Det är dock orimligt att en intressent skall behöva vänta i över tre år för besked om odlingstillstånd. Ett alternativt förhållningssätt skulle kunna vara att fatta ett preliminärt beslut utifrån de data som finns tillgängliga och ge ett tidsbegränsat tillstånd i 3-5 år. Vid stor osäkerhet i datakvalitet kan försiktighetsprincipen tillämpas och ett begränsat tillstånd beviljas. Under tiden inrättas ett kontrollprogram som fångar upp den vattenkemiska statusen vid starten av odling och eventuella förändringar under perioden. Eftersom det tar ett tag för företaget att komma igång med verksamheten är fosforbelastningen vanligtvis låg under de första åren. Efter 3-5 år kan en bra bedömning göras utifrån data i kontrollprogrammet och tillståndsgiven

produktion revideras. På så sätt förenklas processen och odlaren behöver inte vänta med att komma igång med produktionen.

### **Uppgifters tillgänglighet och arkivering**

Ett av problemen vid genomförandet av denna studie var tillgången till information. För varje odling var målsättningen att samla in information rörande tillstånd, beslutade kontrollprogram, årsrapporter/årlig produktion och foderutnyttjande samt faktiska data från de existerande kontrollprogrammen. Både tillgängligheten av och kunskapen om var dessa dokument och insamlat data fanns var i många fall bristfällig. Praktisk uppföljning av odlingsverksamheten och återkoppling till odlaren saknas ofta helt. Liknande resultat erhöll Jonsson & Alanärä (2000) i en studie av fiskodlingars kontrollprogram från 1995, där skriftliga utvärderingar saknades från i stort sett alla Länsstyrelser. Utvärderingar bör göras av tillsynsmyndigheten med jämna tidsintervall. Med hjälp av dessa kan miljösituationen beskrivas och eventuella förändringar påvisas. Lika viktigt är också att dessa utvärderingar skall ge ett underlag för bedömning av kontrollprogrammets omfattning, d v s står insatsen och kostnaden i relation till miljösituationen.

Teoretiskt sett finns det en tydlig fördelning av arbetsuppgifter och ansvarsområden mellan länsstyrelse och kommuner. Dock följs inte denna uppdelning konsekvent. Detta kan vara, men var inte genomgående, kopplat till kommunens storlek. Det förefaller också förekomma en stor variation inom organisationerna vilken enhet och funktion som är ansvarig för informationen. I slutändan resulterade detta ofta i att tillgängligheten till information berodde av enskilda personer och deras intresse för att hänvisa vidare/leta fram önskad information. Sammantaget gör detta att tillgängligheten till den information som krävts för genomförandet av detta projekt varit generellt sett dålig. Denna brist på samordning och struktur mellan länsstyrelse och kommun framfördes också som ett irritationsmoment för personer på flera av de odlingar som kontaktats i studien. Undantaget är data från SRK-programmen som fanns samlat på Institutionen för Vatten och Miljö vid SLU i Uppsala. Databasen med denna information var under projektets gång fortfarande under uppbyggnad vilket resulterade i att viss information inte var tillgänglig via internet utan fick tas fram manuellt av anställda på institutionen. Övriga data utanför SRK var dock inte lika lättillgängligt.

### **Framtida frågor rörande fiskodlingens miljöövervakning**

Vem skall ansvara för miljöövervakningen? Länsstyrelsen är tillsynsmyndighet för all tillståndspliktig fiskodlingsverksamhet i länet, om inte tillsynen överlåts till kommunen. Länsstyrelsen ska föra ett register över fiskodlingar i länet. För att hålla detta register aktuellt skall fiskodlingsföretaget varje år anmäla till länsstyrelsen om och var verksamheten kommer att bedrivas kommande säsong. Länsstyrelsen kontrollerar att medgiven odlingsvolym inte överskrids och att fiskodlaren även i övrigt följer de villkor som finns i tillståndet. Som diskuterats i föregående avsnitt är vår uppfattning att denna myndighetsuppgift inte fungerar speciellt bra idag.

Är dagens kontrollprogram rimliga? I Sverige finns idag ca 90 matfiskodlingar som totalt producerar ca 7 200 ton fisk per år (SCB 2009). I genomsnitt ger det en årsproduktion om ca 80 ton per odling. Av dessa har ett 10-tal odlingar en årsproduktion som överstiger 300 ton, medan det stora flertalet är mycket små odlingar. Utöver dessa odlingar finns ett 70-tal sättfiskodlingar med en genomsnittlig produktion av 14 ton fisk per år (SCB 2009). Dessa har således en mycket lägre produktion än matfiskodlingarna. Vad är en rimlig nivå på

kontrollprogram beroende på verksamhetens storlek? Det är rimligt och rationellt att små odlingsföretag är anslutna till samordnade kontrollprogram. Den förväntade effekten på miljön är liten och kostnaden för företagen blir acceptabel. Trenden idag är dock att intresset för nyetablering i första hand rör tämligen stora odlingsanläggningar på 500-1000 tons produktion per år. Ett ökat intresse finns även från redan befintliga företag att väsentligt öka sin produktionsvolym. Med ökad storlek på produktionen kommer kraven på enskilda kontrollprogram att öka. Här skulle SLU kunna spela en viktig roll i utformningen av dessa.

I regeringens utredning *"Det växande vattenbrukslandet"* (Statens offentliga utredningar, 2009) föreslås att *"ansvaret för tillsyn av vattenbruk överförs till regionala inspektörer som är specialiserade på näringen och kan upprätthålla god kompetens på området och göra likvärdiga bedömningar. Detta innebär att inspektörernas ansvarsområde blir större än dagens län. Inspektörerna kan lämpligtvis vara placerade vid endast några av länsstyrelserna"*. Ett alternativ är att ge SLU uppdraget att sköta miljöövervakningen av svensk fiskodling. Vår sammanställning ger ingen total bild över hur kontrollen av fiskodling är organiserad, men indikerar att många av företagen är anslutna till SRK-program. Eftersom SLU administrerar SRK-programmen är det enkelt för SLU att även kan ansvara för sammanställning och rapportering av branschens miljöpåverkan. Att lägga ansvaret på en aktör underlättar även för kvalitetssäkring och vidareutveckling av kontrollprogram. Dessutom finns en nära koppling mellan att utveckla en ny modell för bedömning av odlingspotential som vi föreslår att SLU skall stå för och den uppföljning som sker via kontrollprogram.

## **Tillkännagivande**

Projektet har finansierats av SLU:s Fortlöpande Miljöanalys (FOMA), programmet för sjöar och vattendrag 2009-2010.

## Litteratur

- Dillon, P.J., & Rigler, F.H. 1974. The phosphorus– chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19, 767– 773.
- Johansson, T & Nordvarg, L. 2002. Empirical mass balance models calibrated for freshwater fish farm emissions. *Aquaculture* 212: 191– 211
- Jonsson, B. & Alanärä, A. 2000. Svensk fiskodlings närsaltsbelastning - faktiska nivåer och framtida utveckling. Vattenbruksinstitutionen, Sveriges Lantbruksuniversitet. Rapport nr 18
- Kirchner, W.B., & Dillon, P.J. 1975. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. *Water Resour. Res.* 1 (2), 182– 183.
- Naturvårdsverket. 1990. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, Allmänna Råd 90:4.
- Naturvårdsverket. 1993. Fiskodling - planering, tillstånd, tillsyn. Allmänna råd 93:10
- Naturvårdsverket. 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. HANDBOK 2007:4
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). 1982. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. OECD. Paris, France.
- SCB 2009. Vattenbruk 2009. Statistiska meddelanden JO 60 SM 1001.
- Statens offentliga utredningar. 2009. Det växande vattenbrukslandet. SOU 2009:26
- Stockner, J.G., Rydin, E. & Hyenstrand, P. 2000. Cultural oligotrophication: causes and consequences for fisheries resources. *Fisheries*, 25(5): 7-14.
- Vollenweider, R.A. 1975. Input– output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Z. Hydrol.* 37, 53– 84.