

Vitbok - Ett beslutsverktyg för åtgärder mot internbelastning av fosfor i sjöar samt i Östersjöns kustvatten

Sammanfattning

För att uppnå god ekologisk status avseende övergödning i svenska sjöar och kustvatten räcker det i många fall inte att enbart minska belastningen av fosfor från externa källor såsom reningsverk, enskilda avlopp, jordbruk och industrier. Detta beror på att internbelastningen från sedimenten leder till att halterna av fosfor i vattnet hålls höga och för att minska dessa skulle även internbelastningen behöva åtgärdas.

I vilken utsträckning det förekommer förhöjd internbelastning är inte känt i detalj, men bilden pekar mot att vi i Sverige har hundratals vattenförekomster där internbelastning potentiellt utgör ett problem. Att i detalj undersöka i vilka av dessa vattenförekomster åtgärder mot internbelastning skulle vara effektiva, och i så fall vilka dessa åtgärder skulle vara, vore en närmast oöverstiglig uppgift. Mot den bakgrunden presenterar vi i denna vitbok ett beslutsstöd som tagits fram av Brian Huser, Mikael Malmaeus, Magnus Karlsson och Ernst Witter med stöd från många partners inom LIFE IP-projektet Rich Waters samt från flera deltagande länsstyrelser i ett associerad HAV-finansierad projekt.

Beslutsverktyget är utformat för att kunna användas av vattenmyndigheter, länsstyrelser, kommuner, vattenorganisationer och andra aktörer för att avgöra i vilka fall internbelastning bör åtgärdas och i så fall hur. Det är tänkt att i ett första steg kunna användas med utgångspunkt i de data som redan används vid bedömningen av ekologisk status av sjöar och kustvatten, för att därefter stegvis gå vidare med ytterligare analyser och utredningar i de fall där detta är motiverat. Förhoppningen är att bördan ska bli hanterbar och att fokus i största möjliga utsträckning ska läggas på de vattenförekomster som verkligen behöver åtgärder.

Även om vitboken är komplett och uppgifterna i den granskade av författarna är arbetet med utveckling av beslutsverktygen en fortfarande pågående process. Det förväntas därför komma nya, uppdaterade versioner av vitboken. Den nuvarande versionen bygger till stor del, men inte uteslutande på data från sjöar i södra och mellersta Sverige. Vi hoppas att kunna vidareutveckla verktygen även för kustvatten och sjöar i norra Sverige.

Vi tar gärna emot era synpunkter på vitboken och bilagorna. De kan skickas till författarna:

Brian Huser – brian.huser@slu.se (verktygets steg 1 och 2)

Mikael Malmaeus – mikael.malmaeus@ivl.se (verktygets steg 3)

Magnus Karlsson – magnus.karlsson@ivl.se (verktygets steg 4)

Ernst Witter – ernst.witter@lansstyrelsen.se (övergripande frågor)

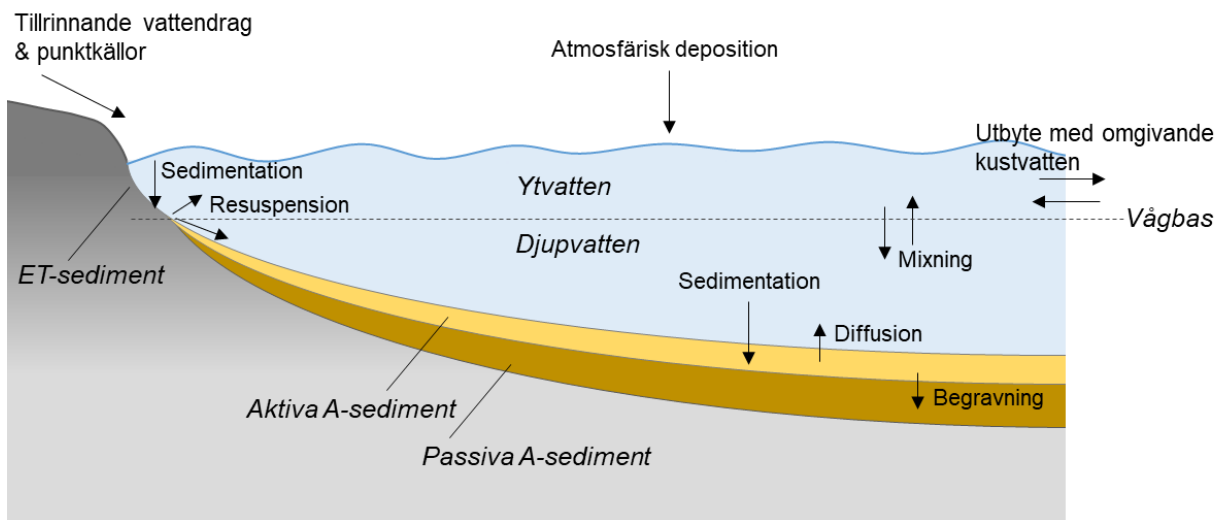
Innehåll

Sammanfattning.....	1
1 Ett beslutsverktyg för åtgärder mot internbelastning av fosfor i sjöar och Östersjöns kustområden.....	3
1.1 Vad är internbelastning?	3
1.2 Interngödning i svenska sjöar och kustområden	4
1.3 Åtgärder mot interngödning.....	5
1.4 Ett verktyg i flera steg	6
2 Hur verktyget fungerar	6
2.1 Steg 1 – Riskbedömning	6
2.2 Steg 2 – Miljöövervakning och kvantifiering.....	8
2.3 Steg 3 – Modellering.....	11
2.4 Steg 4 – Val av åtgärder	12
2.4.1 Möjliga åtgärder	12
2.4.2 Miljöpåverkan av åtgärder	14
2.4.3 Kostnader för olika åtgärder	17
2.4.4 Sammanfattning av åtgärderna.....	17

1 Ett beslutsverktyg för åtgärder mot internbelastning av fosfor i sjöar och Östersjöns kustområden

1.1 Vad är internbelastning?

Övergödning av sjöar och i Östersjöns kustvatten styrs i stor utsträckning av tillgången på fosfor. Fosfordynamiken i en sjö eller ett kustområde utgörs av ett samspel mellan externa och interna flöden. Den externa tillförseln av fosfor från avrinningsområdet sker naturligt via vattendrag men mänskliga aktiviteter som exempelvis jordbruk, avlopp och industrier kan öka tillförseln och ibland orsaka övergödning i sjöar och hav. Viktiga interna flöden är sedimentation, omblandning och läckage av fosfor från sediment. Figur 1 illustrerar hur det fungerar i en sjö. Fosfordynamiken fungerar likartat i ett kustområde men där tillkommer utbyte av vatten och fosfor mellan kustvattnet och ytvattnet (Östersjön) som viktiga flöden.



Figur 1. Viktiga interna fosforflöden i sjöar och kustvatten.

Med internbelastning menas att fosfor från botten sedimenten tillförs vattnet (genom läckage ("diffusion") eller resuspension, se **Fel! Hittar inte referenskälla.**). Den fosfor som finns i sedimenten har sitt ursprung i sedimenterande material och har alltså från början tillförts systemet utifrån via extern belastning. Internbelastning är en naturlig del av fosfordynamiken, men om stora mängder fosfor ansamlats i sedimenten på grund av hög tillförsel utifrån så kan också internbelastningen bli stor. I övergödda sjöar är det vanligt att förhöjd internbelastning sker även långt efter att den externa belastningen minskat, eftersom det kan ta lång tid innan fosfor som ackumulerats i botten sedimenten läcker ut. Det är framför allt några former av fosfor som är läckagebenägna, såsom järnbunden fosfor och vissa organiska fosforformer. Fysikaliska och kemiska faktorer påverkar i vilken utsträckning fosfor återförs från sedimenten till vattnet. Fosfor bundet till partiklar kan tillföras vattnet genom resuspension men bara en del av denna fosfor är biologiskt tillgänglig.

Definitionsmissigt finns en skillnad mellan bruttointernbelastning och nettointernbelastning. Bruttointernbelastning är storleken på det flöde av fosfor som sker

från sedimenten, medan nettointernbelastning är bruttointernbelastningen minus den sedimentation av fosfor som sker på bottenarna. Med andra ord innebär en positiv nettointernbelastning att mängden fosfor som ackumuleras i vattenmassan eller lämnar sjön är större än mängden som tillförs till sjön. Internbelastningen varierar över året och är ofta större under sommaren än under vintern. I ett opåverkat system förekommer vanligen ingen nettointernbelastning på årsbasis eftersom en större mängd fosfor sedimenterar än vad som läcker ut från bottenarna. Man brukar då i stället tala om retention eller fastläggning av fosfor.

Även om det inte förekommer någon nettointernbelastning så kan bruttointernbelastningen vara onaturligt hög. Detta leder då till att mängden fosfor i vattnet blir högre än den skulle varit i ett opåverkat system. Vad som är en naturlig internbelastning är däremot inte helt enkelt att fastställa. Rent konceptuellt kan förhöjd internbelastning anses beskriva skillnaden mellan internbelastningen i ett påverkat respektive opåverkat system.

1.2 Interngödning i svenska sjöar och kustområden

I Sverige är det ungefär 600 sjöar och 500 kustvattenförekomster som inte når god status med avseende på näringsämnen.¹ Det är inte känt i vilken utsträckning förhöjd internbelastning bidrar till denna situation. Även om internbelastningen sannolikt är förhöjd i många vattenförekomster innebär inte heller detta automatiskt att det i sig är ett problem. Å andra sidan kan en begränsad internbelastning vara avgörande för att fosforhalten ska kunna minska i vattenförekomster där man t ex genom åtgärder har minskat den externbelastningen av fosfor. För att bedöma internbelastningens påverkan på halten av näringsämnen behöver därför en helhetsbedömning göras av fosfordynamiken i respektive vattenförekomst.

I ett antal svenska sjöar och kustområden har övergödningssproblemen föranlett noggrannare studier och åtgärder för att komma tillrätta med problematiken. Därmed finns också kunskap om betydelsen av internbelastningen i dessa specifika fall. I de flesta fall har åtgärder mot extern belastning inledningsvis genomförts och man har då ibland kunnat konstatera att detta inte varit tillräckligt för att minska fosforhalterna i vattnet tillräckligt mycket. I några fall har man då gått vidare och genomfört åtgärder för att minska den interna belastningen. Detta har ofta lett till förbättrad vattenkvalitet men varaktigheten av åtgärderna har varierat mycket. Otillräcklig kunskap om de externa och interna fosforflödena (**Fel! Hittar inte referenskälla.**) och hur dessa påverkas av åtgärderna är ofta orsak till att förväntad effekt av åtgärder uteblir eller visar sig att inte bli varaktiga.

Dessa erfarenheter visar att förhöjd internbelastning kan vara en betydelsefull faktor för övergödningen av sjöar och kustområden. Mörkertalet är stort, men sannolikt har de flesta övergödda sjöar en förhöjd internbelastning på grund av långvarigt förhöjd sedimentation av fosfor. Däremot innebär detta inte att åtgärder mot en förhöjd internbelastning behövs i samtliga fall.

¹ Vattenmyndigheterna. 2016. Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. Rapport 2016:19.

En sammanställning från Sveriges lantbruksuniversitet har tidigare konstaterat att antalet sjöar i Sverige som på årsbasis har en nettointernbelastning troligtvis är liten. Bakom en låg eller negativ nettointernbelastning på årsbasis kan det dock dölja sig en hög bruttobelastning eller en hög belastning under sommarhalvåret med stor betydelse för övergödningen. En förhöjd bruttointernbelastning är sannolikt ett betydande problem i vissa delar av landet, men det saknas data för att kvantifiera detta på en större skala.²

Inom ramen för LIFE IP Rich Waters och ett kompletterande projekt³ har nya uppskattningar gjorts av 45 sjöar. De flesta sjöar som har undersökts har förhöjd internbelastning. Däremot varierar storleken på internbelastningen mycket i dessa sjöar och betydelsen för vattenkvaliteten och övergödningen beror till stor del på specifika förhållanden i och utanför dessa sjöar. Exempelvis uppgick internbelastningen i Övre Milsbosjön (Dalarna län) till 17,8 mg P m⁻² d⁻¹ vilket är ett mycket högt värde, men sjön har fortfarande god status när det gäller fosfor på grund av en stark skiktning av vattnet som begränsar transporten av fosfor från bottenvattnet till ytvattnet. När sjövattnet omblandas kan dock en stor del av fosfor som har läckt från sedimenten tillföras till vattenförekomster nedströms om sjön. En mycket lägre nivå på internbelastning uppmättes däremot i Norra Lången i Örebro län (1–2,5 mg P m⁻² d⁻¹), men där har sjön dålig ekologisk status. Även om internbelastningen där anses som låg jämfört med andra sjöar så utgör den 90 procent eller mer av fosfortillförseln till sjön under sommarhalvåret. Som jämförelse kan nämnas att ett typiskt värde på internbelastning i opåverkade sjöar är 0,25–0,5 mg P m⁻² d⁻¹.

Sammantaget så innebär förhöjd internbelastning att fosforläckaget från sedimenten är större jämfört med ett opåverkat system. Men för att bedöma betydelsen av internbelastningen och behovet av åtgärder behöver den sättas i relation till påverkan från externa källor och till fosfordynamiken i systemet.

1.3 Åtgärder mot interngödning

Den grundläggande orsaken till en övergödningssproblematik är i allmänhet en förhöjd extern belastning av näringsämnen, och åtgärder mot övergödning bör därmed i första hand rikta in sig mot de externa källorna. Ibland kan dock externa åtgärder visa sig vara otillräckliga, eller effekten av dessa åtgärder kan ta lång tid till följd av förhöjd internbelastning, som i sin tur vanligen beror på att den externa belastningen varit stor under en längre tid. Det finns då en rad metoder att tillämpa för att också åtgärda den interna belastningen. Huruvida sådana åtgärder är lämpliga beror både på internbelastningens storlek och på hur internbelastningen samverkar med andra interna och externa flöden i systemet.

Åtgärder för att minska internbelastningen av fosfor kan exempelvis innebära att fosforrika sediment bortförs från systemet, eller att fosfor binds i sedimenten genom tillsättning av mineraler eller genom syresättning av sedimenten. Fosfor kan också bortföras från vattnet exempelvis via utfiskning eller upptag av odlade organismer

² Huser B., Löfgren S. & Markensten H., 2016. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden – en kunskapsöversikt och förslag till åtgärder för vattenförvaltningen. Sveriges lantbruksuniversitet Rapport 2016:6.

³ Länsstyrelsen i Örebro län: "Från Skåne till Norrbotten: Identifiering av sjöar med förhöjd internbelastning". Finansiering genom bidrag från Havs och Vattenmyndigheten.

(exempelvis musslor) vilket indirekt också bidrar till att reducera internbelastningen. Alla metoder har sina fördelar, kostnader och risker – och dessa skiljer sig från fall till fall. I avsnitt 2.4 redogörs i mer detalj för några kriterier för val av åtgärder mot internbelastning.

1.4 Ett verktyg i flera steg

De flesta åtgärder för att minska internbelastningen är kostsamma och kräver omfattande förberedelser i form av undersökningar och effektbedömningar. Med tanke på det stora antalet övergödda sjöar och kustvatten där internbelastning skulle kunna utgöra ett problem behövs en metodik för att på ett effektivt sätt avgöra när åtgärder behöver sättas in. Det verktyg som här presenteras syftar till att underlätta en sådan bedömning genom att tillhandahålla en process för prioritering av vilka vattenförekomster som bör vara i fokus för mer detaljerade utredningar och eventuella åtgärder.

2 Hur verktyget fungerar

Verktyget är uppdelat i fyra steg, där Steg 1 är tänkt att tillämpas generellt för alla sjöar i ett vattendistrikt med lite behov av data som ibland redan finns. I detta steg görs en bedömning av vilka sjöar som ligger i riskzonen för förhöjd internbelastning och som utifrån detta bör prioriteras för vidare undersökningar. Dessa sjöar föreslås därmed tas vidare till Steg 2 som innebär att ytterligare datainsamling (miljöövervakning) genomförs. Utifrån resultatet i Steg 2 kan sedan ett vidare urval ske inför Steg 3 (modellering) och Steg 4 (val av åtgärder).

2.1 Steg 1 – Riskbedömning

I detta steg bedöms om det finns en risk att en sjö har förhöjd internbelastning, det vill säga högre internbelastning än om sjön var opåverkad. Riskbedömningen är olika för grunda, helt omblandade sjöar och djupa, dimiktiska sjöar⁴. Riskbedömningens skala (Tabell 1 och Tabell 2) är framtagen med hjälp av kvantitativa data av internbelastningen från ett stort antal sjöar i främst Sverige men även från andra länder. Databehov och tillvägagångssätt för att tillämpa verktyget beskrivs i detalj i bilaga 1. Vilken typ en sjö tillhör kan bedömas med hjälp av temperatur- och syrgasprofiler i vattenpelaren under sommarhalvåret, sjöns Osgood index eller enbart bottenvattentemperaturen vid sensommarprovtagningen. Detta beskrivs i mer detalj i bilaga 2.

En hög risk innebär att internbelastningen är förhöjd och kan förväntas att signifikant öka mängden fosfor i vattenfasen och därmed bidra till övergödning av vattnet. Men det kan finnas undantag där en hög risk inte leder till ett motsvarande högt bidrag till övergödning. En stark skiktning av vattnet i en sjö till exempel kan förhindra transport av fosfor till ytvatten, förutom när sjön omblandas under våren och hösten. Ett annat exempel är en sjö som har en liten djuphåla med hög internbelastning men som bidrar lite till övergödning av sjön pga. sitt begränsade omfång.

⁴ Riskbedömningen kan tills vidare även tillämpas på Östersjöns kustvatten, förutsatt att vattenutbytet mellan kustvattnet och Östersjön är begränsad. Nytt underlag för riskbedömning av kustvatten håller på att tas fram.

Om risken bedöms som låg är det troligt att internbelastning inte är förhöjd och bidraget från internbelastningen försumbart.

För grunda sjöar som är helt omblandade under hela sommaren görs riskbedömningen utifrån den procentuella ökningen av fosforhalten i sjöns vatten mellan den lägsta uppmätta fosforhalten under våren (februari - juni) och det högsta värdet under sensommar eller tidig höst (augusti - september) och anges på en 4-gradig skala (Tabell 1).

Risk för förhöjd internbelastning	Procentuell ökning av halten totalfosfor i sjöns vatten
Låg	< 25 %
Måttlig	25 – 50 %
Stor	51 – 100 %
Mycket stor	> 100 %

Tabell 1. Steg 1: Bedömning av risk för förhöjd internbelastning i helt omblandade sjöar utifrån den procentuella ökningen av halten fosfor i sjövattnet

För djupa, dimiktiska sjöar med stabil skiktning under hela sommarperioden bedöms risken enbart utifrån fosforhalten i sjöns bottenvatten vid djuphålet på en 5-gradig skala

Risk för förhöjd internbelastning	Halten totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$) under sensommaren i sjöns bottenvatten vid djuphålet
Mycket låg	< 25
Låg	25 – 50
Måttlig	51 – 100
Stor	101 – 200
Mycket stor	> 200

Tabell 2. Steg 1: Bedömning av risk för förhöjd internbelastning i dimiktiska sjöar med stabil skiktning utifrån fosforhalten i sjöns bottenvatten på sensommaren.

Om sjön är isbelagt över en längre sammanhängande period på minst 4 månader kan riskbedömningen för internbelastning även göras utifrån fosforhalten i bottenvattnet strax före islossningen. Riskbedömningsskalan i Tabell 2 används då för alla sjötyper. Eftersom vattentemperaturen är lägre under vintern kan det dock förväntas att risken underskattas med hjälp av skalan i Tabell 2. Fortsatt arbete med data från isbelagda sjöar krävs för att vidareutveckla detta riskverktyg.

Polymiktiska sjöar har en instabil skiktning och är varken helt dimiktiska eller helt omblandade under hela sommaren. I sådana sjöar kan skiktning uppstå under vindstilla perioder under sommaren, men bryts t ex när vädret blir blåsigare. Fosfor från internbelastning kan då ackumuleras i bottenvattnet under tiden vattnet är skiktad, men fördelar sig sen i hela vattenpelaren när skiktningen bryts. För sådana sjöar bör riskbedömningen göras med både metoden för omblandade och för dimiktiska sjöar. Detta beskrivs i mer detalj i bilaga 1.

För att få en säker riskbedömning bör data från fyra år användas. Risken bedöms då för varje år och ett medelvärde beräknas. Om medelvärdet anger att risken är låg eller mycket

låg kan internbelastning som påverkanskälla avfärdas. Om medelvärdet anger måttlig risk med en del variation mellan åren kan fler mätningar behövas. För dimiktiska sjöar kan även hänsyn tas till hur stor del av sjöns vattenyta som är skiktad (dvs. hur stor del av vattenytan som har ett djup som är större än språngskiktet). Är den delen mindre än ca 10% och risken måttlig ger internbelastningen vanligtvis inget större bidrag till mängden fosfor i vattenfasen och det är troligen inte motiverat att gå vidare med Steg 2.

Bedöms risken däremot som stor eller mycket stor bör man gå vidare med Steg 2 för att uppskatta internbelastningens storlek.

2.2 Steg 2 – Miljöövervakning och kvantifiering

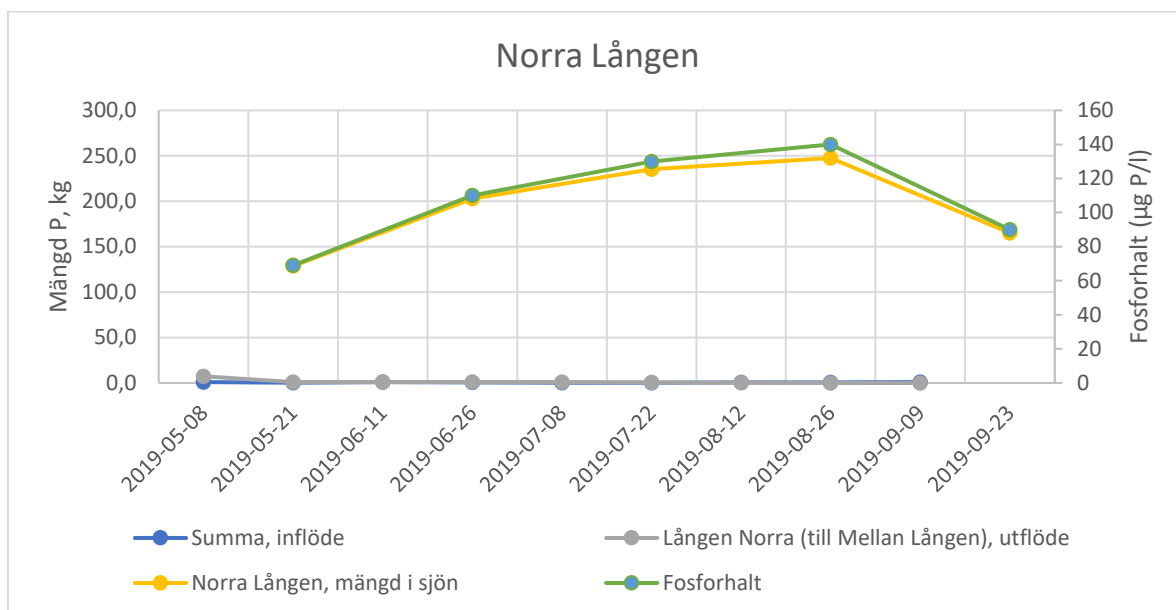
I Steg 2 kvantifieras sjöns internbelastning (d.v.s. internbelastningen i kg P samt internbelastningshastigheten, L_i , uttryckt i $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$) och internbelastningens bidrag till mängden fosfor i sjön. Bidraget från internbelastningen kan sen jämföras med andra påverkanskällor. För att kunna kvantifiera internbelastningen krävs oftast fler mätningar än vad som finns tillgängligt från den sedvanliga miljöövervakningen inom ramen för Vattenförvaltningen. Databehov samt tillvägagångssätt för att kunna beräkna internbelastningen enligt Steg 2 beskrivs i detalj i bilagorna 3 och 4.

Som i Steg 1 görs skillnad mellan dimiktiska, polymiktiska och helt omblandade sjöar i vilka data som behövs och hur internbelastningen beräknas⁵. För samtliga sjötyper behövs det dataserier för minst två år eftersom det kan finnas betydande skillnader mellan åren beroende på väderförhållandena under sommaren.

I grunda, helt omblandade sjöar görs minst månatliga mätningar av bland annat fosforhalten i sjöns ytvatten från tidigt vår (efter islossning) till tidig höst (vanligtvis september eller oktober). Med hjälp av uppgifter om sjöns vattenvolym kan ändringarna i mängden fosfor i sjön beräknas. En ökning av mängden fosfor under sommarhalvåret är ofta ett resultat av internbelastning. Hänsyn måste dock tas till in- och utflöden av fosfor för att kunna beräkna bidraget från internbelastningen. Det behövs därför även månatlig provtagning och mätning av fosforhalt och vattenföring i de största in- och utflödena. Eftersom internbelastningen beräknas utifrån en upprättad massbalans för fosfor är den beräknade internbelastningen känslig för variationer i in- och utflöden när omsättningstiden är kort. Däremot är den mindre känslig i sjöar med lång omsättningstid. Figur 2 visar exempel från en sjö med mycket låga in- och utflöden under sommarhalvåret (genomsnittligt årlig omsättningstid 0,31 år⁶) där internbelastningen helt driver ökningen i mängden fosfor i sjön.

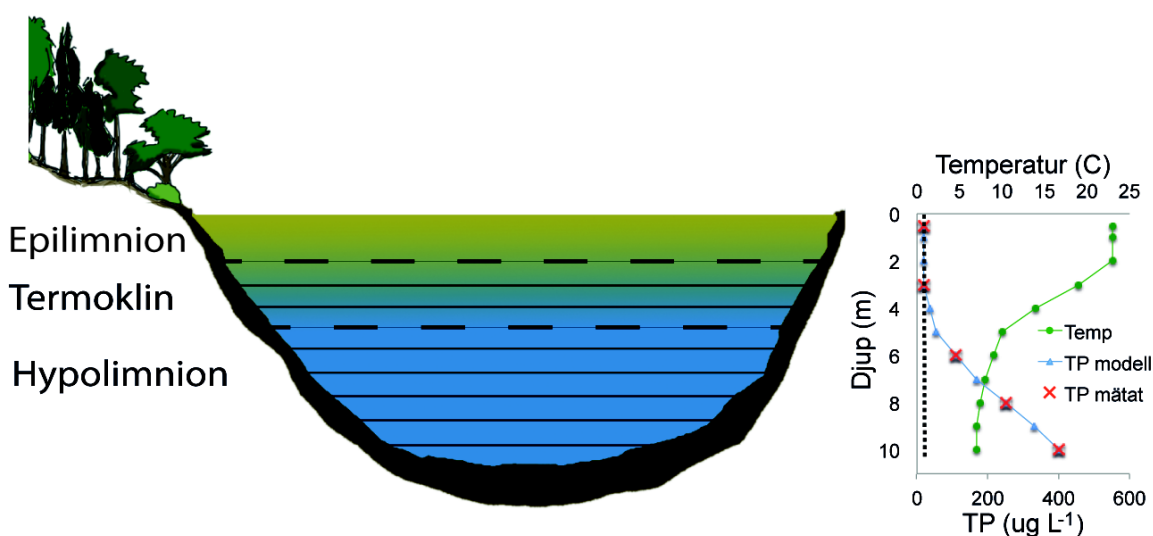
⁵ Metoden för kvantifiering av internbelastningen i sjöar kan tills vidare även tillämpas på Östersjöns kustvatten, förutsatt att vattenutbytet mellan kustvattnet och Östersjön är begränsad. Nytt underlag för bedömning av kustvatten håller på att tas fram.

⁶ En omsättningstid på 1 år innebär att det tar ett år innan tillrinning av vatten har bytt ut hela sjöns vattenvolym. En omsättningstid på 0,3 år innebär att det tar knappt 4 månader. Under de relativt torra förhållandena under perioden maj till och med augusti 2019 var tillrinningen enbart 5% av sjöns vattenvolym och motsvarade en omsättningstid på drygt 5 år.



Figur 2. Ändringen i fosforhalten och mängden fosfor i en grund, helt omblandad sjö, samt tillförsel av fosfor från diken och vattendrag och bortförsl av fosfor vid sjöns utlopp.

I dimiktiska sjöar används profildata för totalfosforkoncentrationen i vattenpelaren för att kunna påvisa och kvantifiera internbelastningen. Fosfor som frigörs från sedimenten ackumuleras under språngskiktet (termoklinen) som leder till en typisk fosforgradient från sjöbotten upp till språngskiktet (Figur 3). Internbelastningen kvantifieras genom att multiplicera fosforkoncentration med vattenvolymen för varje djupintervall. Interpolering mellan provtagningsdjupen görs för koncentrationen för att kunna beräkna mängden fosfor för varje djupnivå. För att säkert kunna beräkna internbelastningen behövs det månatlig provtagning från tiden för våromblandningen (som vanligtvis inträffar mellan mars och maj) till höstomblandningen (vanligtvis i perioden september-november). Provtagningarna utförs vid sjöns djuphåla.



Figur 3. Skiktad, dimiktisk sjö (vänster) och profildata för temperatur och TP (höger). Horisontella streckade linjer i sjön representerar gränser för termoklinen. Den vertikala streckade linjen på figuren till höger representerar bakgrund TP ($20 \mu\text{g P L}^{-1}$ i detta exempel) som subtraheras från alla TP-koncentrationer i profilen innan P-massan beräknas.

För polymiktiska sjöar med instabil skiktning behöver datainsamling göras enligt protokollet för helt omblandade och för dimiktiska sjöar. Beräkningen av internbelastningen görs utifrån en massbalans för fosfor precis som för en helt omblandad sjö. Dock med den skillnaden att ändringarna i mängden fosfor i sjön beräknas med hjälp av fosforprofilen i vattenpelaren, och inte enbart utifrån fosforhalten i ytvattnet. Internbelastningen beräknas som den maximala ökningen av mängden fosfor i sjön mellan den minsta mängden på våren och den största mängden vilket ofta är på sensommaren. Precis som för helt omblandade sjöar tas hänsyn till in- och utflöden av fosfor vid beräkningen.

Fosforomsättningen i helt omblandade sjöar och polymiktiska sjöar med instabil skiktning är ofta mycket dynamisk. I så fall kan provtagningar oftare än 1 gång per månad behövas. Detta löser inte alltid problemet eftersom det kan finnas perioder när internbelastning dominerar och mängden fosfor i vattnet ökar, och andra perioder när sedimentation av fosfor dominerar (negativ internbelastning) och mängden fosfor i vattnet minskar. I sådana sjöar behövs det oftast dynamisk modellering för att kunna modellera och beräkna sedimentation (en sänka) och internbelastning (en källa) separat.

Nivå	Li mg P m ⁻² d ⁻¹	Li _{max} mg P m ⁻² d ⁻¹
Mycket låg	0	0,2
Låg	0,2	0,7
Måttlig	1,5	3,4
Hög	3,6	5,6
Mycket hög	8,7	15,4

Tabell 3. Steg 2: Bedömning av nivån på internbelastningen i grunda sjöar. Internbelastningshastigheten (Li) avser brutto internbelastning, dvs. sedimentationen är frändragen.

Nivå	Li mg P m ⁻² d ⁻¹	Li _{max} mg P m ⁻² d ⁻¹
Låg	0,2	0,6
Måttlig	1,3	2,6
Hög	2,6	6,2
Mycket hög	8,7	12,5

Tabell 4. Steg 2: Bedömning av nivån på internbelastningen i dimiktiska sjöar med stabil skiktning. Internbelastningshastigheten (Li) avser brutto internbelastningen.

Den beräknade genomsnittliga hastigheten på internbelastningen Li (uttryckt i mg P m⁻² d⁻¹), eller den maximala hastigheten (Li_{max}) kan jämföras med hastigheterna i opåverkade sjöar för att göra en bedömning av risken att internbelastningshastigheten är förhöjd. Detta görs med hjälp av Tabell 3 för omblandade och polymiktiska sjöar och av Tabell 4 för dimiktiska sjöar. Om nivån på internbelastningshastigheten är måttlig förhöjd eller mer kan det finnas anledning att gå vidare med Steg 3. Även den beräknade internbelastningens storlek (i kg P) i förhållande till den externa belastningen under samma period, samt vattenförekomstens ekologiska status med avseende på parametern näringsämnen bör vägas in i bedömningen om det finns skäl att utvärdera behovet av åtgärder mot internbelastning i Steg 3. Om internbelastningen är stor men status är god eller högre (möjligt i starkt skiktade sjöar) kan Steg 3 ändå övervägas om det finns risk för ökad belastning av fosfor på nedströms liggande vattenförekomster.

2.3 Steg 3 – Modellering

Med hjälp av modellering kan fosfordynamiken i ett akvatiskt system undersökas mer i detalj och effekten av olika åtgärdsstrategier kan simuleras. Det innebär att en avvägning kan göras mellan nyttan av åtgärder mot extern belastning jämfört med åtgärder mot internbelastning. Simuleringsmodeller kan också användas för att bedöma varaktigheten av åtgärder mot internbelastning. Med hjälp av modeller är det i princip också möjligt att simulera hur lång tid en naturlig återhämtning från förhöjd internbelastning kan förväntas ta.

För att på ett tillfredsställande sätt undersöka hur en sjö eller ett kustområde kommer att svara på en åtgärd, eller hur olika åtgärder kan kombineras för att åstadkomma en önskvärd förbättring av vattenkvaliteten, behöver en adekvat simuleringsmodell användas. Det är viktigt att den använda modellen bygger på massbalans och att den hanterar såväl externa flöden (inflöde och utflöde) som de interna flöden som visas i **Fel! Hittar inte referenskälla..** Modellen behöver också kunna hantera säsongsdynamik.

Mer specifikt måste modellen hantera inflöden av fosfor till systemet via vattendrag och eventuella punktkällor. Den måste också ta hänsyn till hur stor vattenomsättning (hydrologin) är under olika delar av året för att beräkna hur mycket fosfor som flödar ut ur systemet. Utöver detta behöver en rad interna processer som vattenutbyte mellan ytvatten och djupvatten, sedimentation, resuspension och läckage från sedimenten hanteras.

Kriterier för användbara simuleringsmodeller i Steg 3

- Bygger på massbalans
- Inkluderar samtliga flöden som anges i bild 1.1
- Inkluderar vattenomsättning i sjön och vattenutbyte mellan yt- och djupvatten
- Modellerar säsongsdynamik

Resuspension och läckage är de processer som brukar räknas som internbelastning och betydelsen av detta beror på vad som händer med den fosfor som tillförs vattnet genom dessa processer och hur stor tillförseln är i relation till övriga fosforflöden. För att simulera åtgärder mot internbelastning är det således av särskild betydelse att beräkning av resuspension och läckage finns med i modellen. Ett exempel på en modell som uppfyller dessa krav är LEEDS-modellen som använts för att simulera fosfordynamik och åtgärder i ett flertal svenska sjöar och kustområden ^{7,8,9}. Att genomföra en sådan modellering kräver särskild expertis för att utföra.

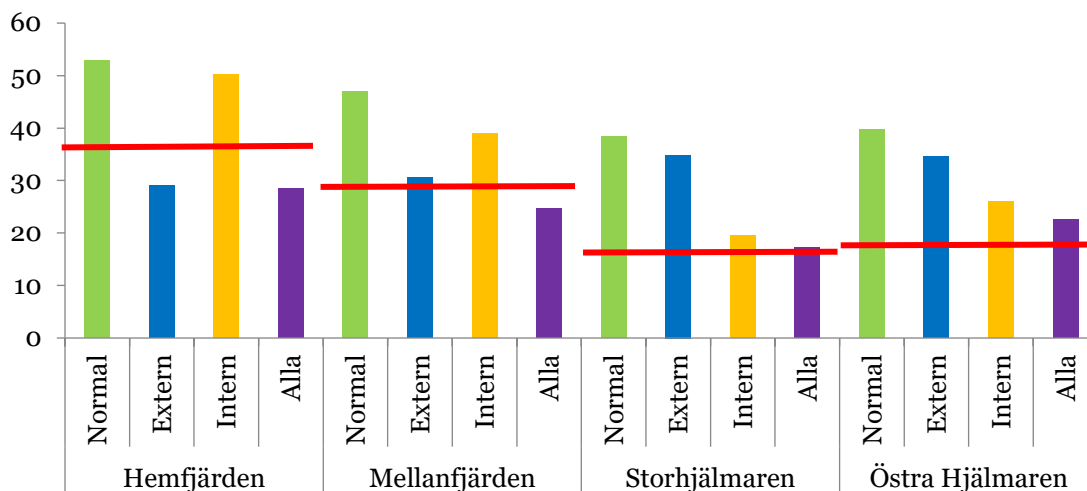
Ett exempel på hur en modellstudie av åtgärder mot internbelastning kan göras kommer från sjön Hjälmarén. Där användes LEEDS-modellen för att utvärdera vilken effekt olika kombinationer av åtgärder skulle ge i sjöns fyra bassänger. Specifikt utvärderades förväntad minskning av fosforhalten i sjöns ytvatten som ett årsmedelvärde givet 50 % minskad tillförsel från externa källor (vattendrag och punktkällor), 50 % minskad

⁷ Malmaeus J.M. and Håkanson L., 2004. Development of a Lake Eutrophication model. Ecol. Model. 171, 35-63.

⁸ Malmaeus J.M., O.M. Karlsson, D. Lindgren and J. Eklund, 2008. The optimal size of dynamic phosphorus models for Baltic coastal areas. Ecological modelling 216, 303-315.

⁹ Malmaeus M., 2021. Att modellera internbelastning av fosfor i sjöar. Nya rutiner i LEEDS-modellen. IVL Rapport C615

internbelastning i sjöns centrala bassäng (Storhjälmaren) samt en kombination av dessa två åtgärder (se Figur 4).



Figur 4. Modellerad halt av totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten (årsmedelvärde) i Hjälmarens fyra bassänger utan åtgärder (grönt), med 50 % minskad extern tillförsel (blått), med 50 % minskad internbelastning i Storhjälmaren (orange) samt kombinerade åtgärder (lila). I figuren visas också gränsen för god status i respektive bassäng (röd linje). Från Malmaeus & Karlsson (2015)¹⁰.

En viktig observation är att sjöns fyra bassänger svarar helt olika på de testade åtgärderna. I två bassänger – Hemfjärden och Mellanfjärden – ger minskad extern belastning stor effekt på fosforhalten och skulle enligt modellen vara tillräckligt för att nå god status i dessa bassänger. I de två övriga bassängerna – Storhjälmaren och Östra Hjälmaren – är dock effekten av minskad extern belastning begränsad medan minskad internbelastning ser ut att ge stor effekt. Att effekten av minskad internbelastning enligt modellen är störst i Storhjälmaren är förväntat eftersom det är där åtgärden sätts in. Sammantaget visar denna modellering att utformningen av åtgärder har stor betydelse för resultatet och att varje system har unika förutsättningar, till och med inom en och samma sjö. Att utföra en dynamisk massbalansmodellering enligt de här beskrivna principerna är därför att rekommendera innan resurser läggs på att genomföra åtgärder. Mer utförlig information om modelleringen av Hjälmaren finns beskrivet i Malmaeus & Karlsson (2015)¹⁰.

2.4 Steg 4 – Val av åtgärder

2.4.1 Möjliga åtgärder

I HaV:s vägledning¹¹ finns en vederhäftig sammanställning över ett antal åtgärder som står till buds för att motverka internbelastning. I Finland har nyligen ett EU-finansierat projekt

¹⁰ Malmaeus, M och Karlsson, M. 2015 Fosfordynamik i Hjälmaren – Resultat av simuleringar. Svenska Miljöinstitutet, IVL. Rapport C72.

<https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/fosfordynamik-i-hjalmlaren.html>

¹¹ Havs och Vattenmyndigheten: Åtgärder mot internbelastning – Insjöar och kustvatten. Remissversion: www.havochvatten.se/om-oss-kontakt-och-karriar/om-oss/remisser-fran-hav/remisser/2020-11-20-remiss-gallande-vagledning-om-atgarder-mot-intern-naringsbelastning--insjoar-och-kustvatten.html

avslutats (Seabased¹²) där även några nya grepp testats. På uppdrag av Hjälmarens vattenvårdsförbund genomförde IVL 2019 en utredning över möjliga åtgärder för att begränsa interngödningen av sjön¹³.

Baserat på ovan redovisade rapporter redovisas i Tabell 5 en sammanställning över olika möjliga åtgärder jämte en kortfattad beskrivning över deras verkningsmekanismer.

Fastläggning	
Kemisk (eller annan) fällning	Tillsatts av olika fällningskemikalier, mineraler eller leror för att skapa permanenta bindningar med den lättlösliga (mobila) andelen av fosfor i bottensedimenten. Behandling med aluminiumsalt är den vanligaste och mest väldokumenterade åtgärden i Sverige och som använts sedan 1970-talet. Tillförsel av aluminiumsalt kan ske antingen till vattnet eller injiceras i bottensedimenten där ett mineral bildas som binder fosfor. Under senare år har alternativa adsorbenter testats exempelvis kalkrik lera (märgel), järn och så kallade reaktiva filtermaterial bestående av olika salter från mer sällsynta mineral och bergarter. Dessa metoder är alltjämt under utveckling. Ytterligare en metod som innebär tillsättning av leror med tillsatt lantan, aluminium, eller både och för att binda fosfor och förhindra diffusion av fosfat till vattnet har testats.
Bortförsel	
Muddring	Konventionell muddring är en välbeprövad metod för bortförsel av sediment i allmänhet som bland annat kan tillämpas för att reducera interngödning. Härigenom lyfts de näringsrika sedimenten upp från botten och transporteras till land där de avvattnas och läggs på deponi alternativt används för övertäckning eller utfyllnad. Under senare år har en mer skonsam metod benämnd lågflödesmuddring börjat diskuteras och testas. Metoden innebär att det övre mest fosforrika sedimentskiktet försiktigt suggs upp och omhändertats. I bästa fall kan materialet spridas som gödning på intilliggande jordbruks- eller skogsmarker.
Bottenvattenavtappning	Sommartid bildas i många sjöar ett temperatursprångskikt. Under språngskiktet i det stagnanta bottenvattnet sker en anrikning av fosfor som diffunderar ut från sedimenten. Metoden, som är vanlig i Centraleuropa, innebär att det fosforrika bottenvattnet pumpas ur sjön och omhändertats.
Syretillförsel	
Omblandning	Metoden går ut på att blanda om vattenpelaren för att få ned syresatt ytvatten till botten varvid sedimentytan oxideras och dess förmåga att kvarhålla fosfor ökar.
Luftning	Innebär att luft eller syrgas pumpas ned i bottenvattnet i syfte att uppnå samma effekt som ovan, dvs. en oxidation av sedimentytan utan att bryta skiktningen.
Biologiska metoder	

¹² <https://seabasedmeasures.eu/seabased-project/results/>

¹³ Karlsson, M och Malmaeus, M. 2019. Åtgärder mot internbelastning av fosfor i Hjälmaren. Svenska Miljöinstitutet, IVL. Rapport C381. <https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/atgarder-mot-internbelastning-av-fosfor-i-hjalmaren.html>

Reduktionsfiske	Förutom att en viss mängd fosfor avlägsnas ur systemet genom den fiskbiomassa som tas ut så är syftet med reduktionsfiske ofta också att få bort djurplanktonätande fiskarter för att öka predationstrycket på växtplankton, så kallad biomanipulation. Ett annat syfte kan vara att reducera mängden bottenlevande fiskar som söker föda i de översta sedimentlagren och därigenom reducera internbelastningen.
Odling	Genom att odla musslor eller andra evertrebrater på lämpliga substrat och med jämna mellanrum skörda dessa erhålls en bortförsel av näringsämnen från systemet.

Tabell 5. Olika metoder, antingen beprövade eller under utveckling, för att reducera effekter av internbelastning.

Som framgår av Tabell 5 finns ett antal mer eller mindre beprövade metoder att tillgripa som kan användas var för sig eller i kombination med varandra. De platsspecifika förhållandena är givetvis avgörande för vilken metod/metoder som är mest lämplig i det enskilda fallet och några generella rekommendationer kan inte ges. Nedan följer några exempel på erfarenheter från genomförda projekt och hur beslutsfattare resonerat i olika fall.

Vid åtgärder i den avsnörda och näringsrika kustvattnet Brunnsviken i de innersta delarna av Stockholms skärgård valde man att tillföra aluminiumsaltet till vattnet istället för den i Sverige mer använda tekniken att injicera fällningskemikalien i sedimenten. Det huvudsakliga skälet till detta var att Brunnsvikens sediment också är kontaminerade av ett antal miljöfarliga ämnen och man ville därför undvika att röra om i sedimentlagren för att minska risken för frigörelse av aktuella substanserna.

Aluminiumbehandlingen av Björnöfjärden på Värmdö var, såvitt känt, första gången den metoden testades i brackvattenmiljö. Erfarenheterna från projektet är att behandlingen gav avsedd effekt och att metoden därför är applicerbar i Östersjöns kustområden

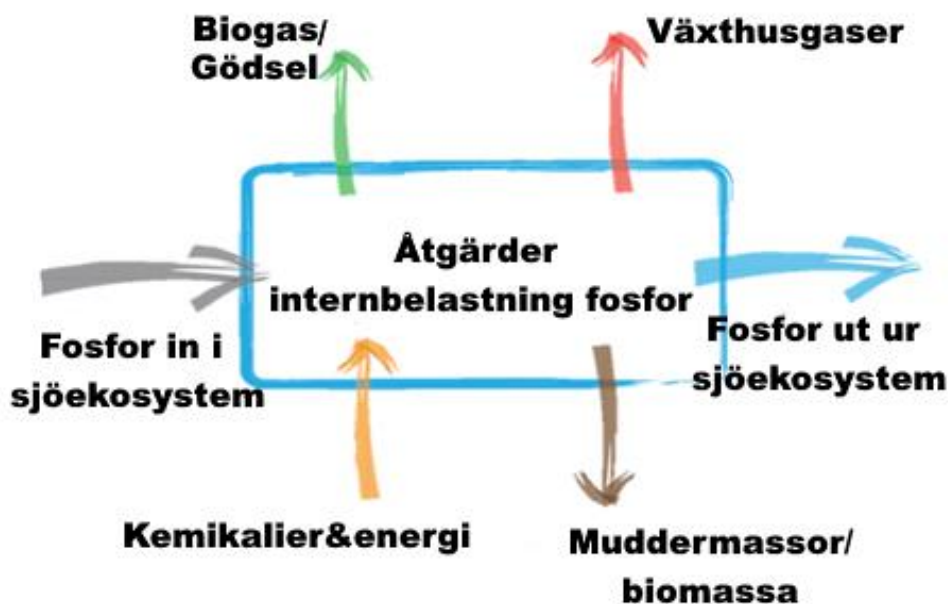
I Granfjärden i Östhammars kommun pågår pilotförsök med att fälla ut fosfor med järn som är ett billigare och vid framställning mindre resurskrävande alternativ till aluminium. Försöken har hittills inte kunnat visa på att metoden är effektiv.

Erfarenheter från några pilotprojekt gällande syresättning som utfördes för ett tiotal år sedan i kustzonen visar att det rent tekniskt går att leda ner syresatt ytvatten till djupt liggande bottenvatten och på så sätt höja syrenivåerna i vattnet. Försöken genomfördes dock inte under så lång tid att det går att uttala sig om deras effektivitet vad gäller att fastlägga fosfor genom ökad inbindning till sedimenten.

I Växjösjöarna genomfördes en kombination av flera olika åtgärder (muddring, aluminiumbehandling och reduktionsfiske) vilka tillsammans gav ett önskat resultat.

2.4.2 Miljöpåverkan av åtgärder

Med livscykelanalyser (LCA) kan effektiviteten i åtgärder mot intern gödning utvärderas utifrån deras sammanvägda miljöpåverkan med hänsyn taget inte bara till deras positiva verkan att mildra övergödningssymptom utan även deras potentiellt negativa miljöpåverkan, exempelvis i form av koldioxidutsläpp (Figur 5).



Figur 5. Konceptuell bild av flöden som kan beaktas i en LCA över åtgärder mot internbelastning.

LCA är i grunden en metod för att ur ett helhetsperspektiv belysa och bedöma miljöaspekter och potentiella miljöeffekter förknippade med en produkt eller ett system (ISO 14040:2006 och 14044:2006). Bedömning görs genom att identifiera och sammanställa relevanta in- och utflöden för systemet, utvärdera potentiella miljöeffekter som är förknippade med dessa flöden samt tolka resultaten. En fullständig LCA omfattar en studie av hela livscykeln hos det studerade systemet från utvinning av råvaror, förädling av råvaror och energi, tillverkningsprocesser, transporter, användning, återvinning till slutlig kvittblivning. De allmänna kategorierna av miljöeffekter som normalt beaktas är resursanvändning, mänsklig hälsa och ekologiska konsekvenser.

I förenklade LCA:er som utförts vid IVL Svenska Miljöinstitutet¹⁴ har fokus legat på att jämföra klimatpåverkan mellan olika åtgärder mot internbelastning. I Tabell 6 redovisas några olika åtgärder och vilka huvudsakliga processer inom deras livscykel som ger upphov till koldioxidemissioner.

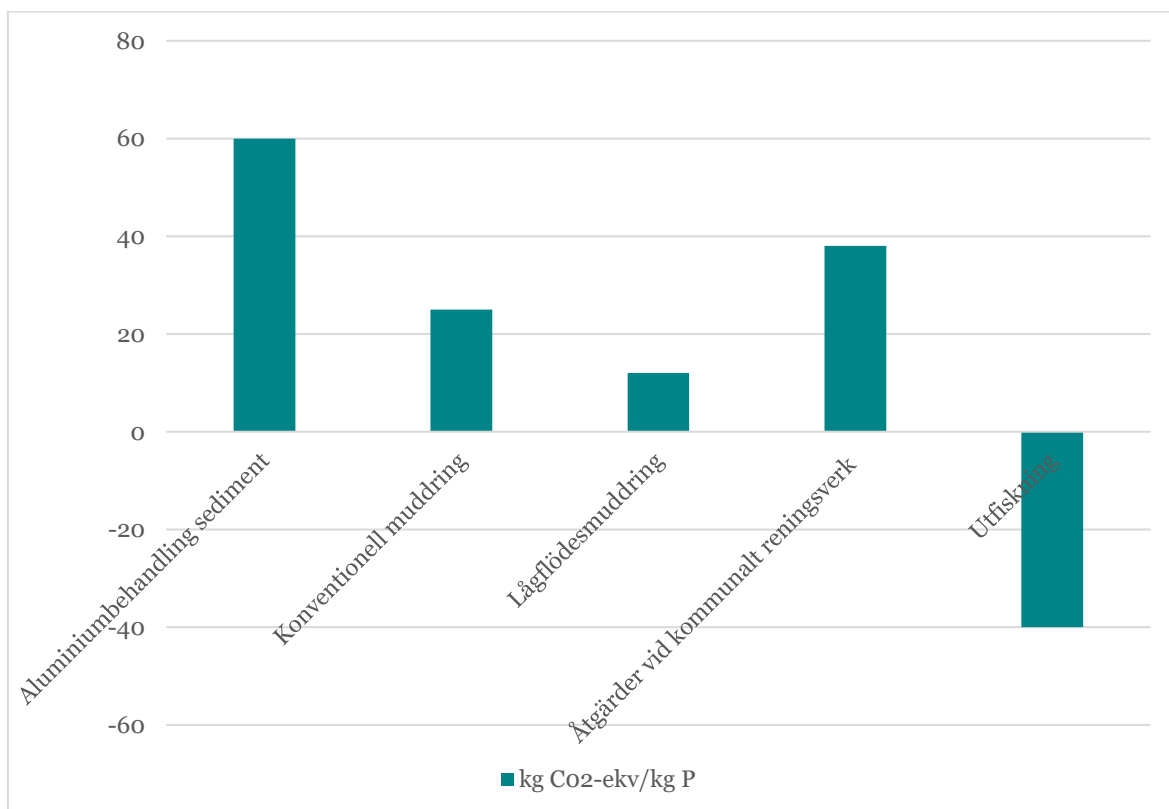
¹⁴ Se t. ex:

- Karlsson, M; Malmaeus, M; Baresel, C; Sivard, Å; Ericsson, T och Grahn, O 2012. Kostnadseffektivitet i åtgärder mot övergödning i Östersjön - Fallstudie Gävle fjärdar. Svenska Miljöinstitutet, IVL. Rapport B2078. <https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/kostnadseffektivitet-i-atgarder-mot-overgodning-i-ostersjon---fallstudie-gavle-fjardar.html>
- Karlsson, M och Malmaeus, M. 2019. Åtgärder mot internbelastning av fosfor i Hjälmaren. Svenska Miljöinstitutet, IVL. Rapport C381. <https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/atgarder-mot-internbelastning-av-fosfor-i-hjalmaren.html>
- Rydstedt et al., in prep.

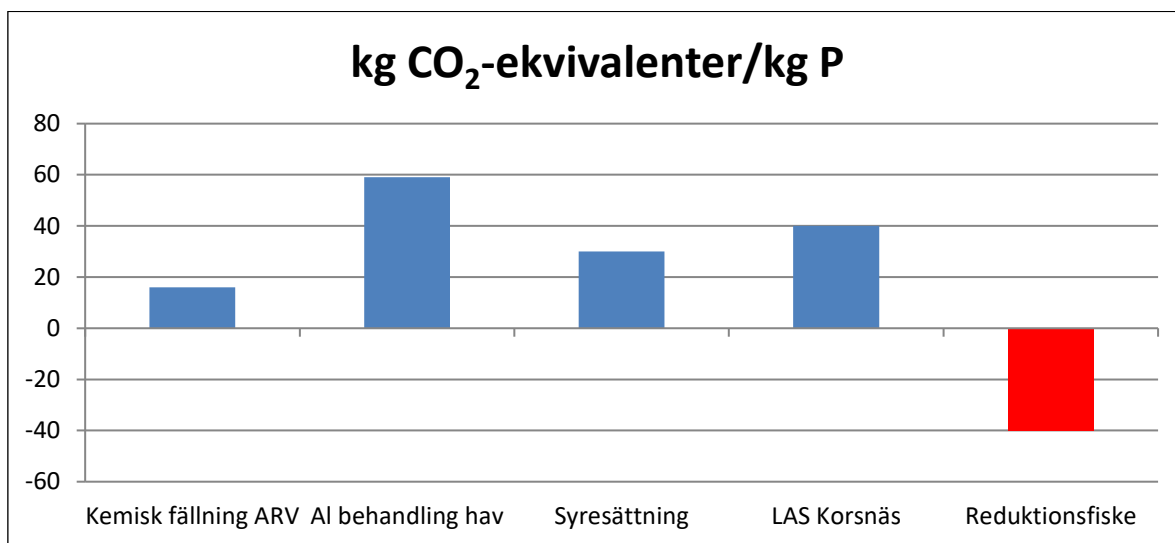
Åtgärd	Orsak till koldioxidemissioner
Aluminiumfällning	Tillverkning, transporter och spridning av fällningslösningar
Konventionell muddring	Upptagning, transport, avvattning och kvittblivning av muddermassor
Lågflödesmuddring	Som ovan för konventionell muddring fast i mindre omfattning
Reduktionsfiske	Är snarare en potentiell sänka för koldioxid om fångsten kan utnyttjas som energi, djurfoder eller livsmedel
Syresättning	Tillverkning, drift och underhåll av pumpar och ledningar

Tabell 6. Några åtgärder mot internbelastning och deras huvudsakliga orsaker till koldioxidemissioner

I Figur 6 visas ett exempel från Hjälmarens där LCA-metodik använts för att utvärdera miljöpåverkan av olika åtgärder. En rad bakomliggande antaganden har gjorts vilka närmare preciseras i Karlsson et al. (2019) och Rydstedt et al. (in prep.). Ett liknande exempel från kustområdet Gävle Yttre fjärd visas i Figur 7 och där bakomliggande antaganden finns redovisade i Karlsson et al. (2012).



Figur 6. Koldioxidavtryck av olika åtgärder i ett exempel från Hjälmarens uttryckt som CO₂-ekvivalenter/kg avskild fosfor. Från Rydstedt et al. (in prep).



Figur 7. Koldioxidavtryck av olika åtgärder i ett exempel från Gävle yttre fjärd uttryckt som CO₂-ekvivalenter/kg avskild fosfor. Från Karlsson et al., 2012.

Det är givetvis svårt att dra generella slutsatser om vilket koldioxidavtryck olika åtgärder ger upphov eftersom det påverkas av de platsspecifika förhållandena i de områden de genomförs varför de nivåer som presenteras i Figur 6 respektive Figur 7 inte skall användas bokstavigt som underlag vid beslut om åtgärdsstrategi. De illustrerar emellertid en viktig princip; olika åtgärder kan för samma mängd avskild fosfor ge upphov till högst varierande mängder utsläpp av växthusgaser. Det kan därför vara klokt att i det enskilda fallet, som underlag för val av åtgärdsstrategi, genomföra en förenklad LCA där koldioxidavtrycket och annan potentiell miljöpåverkan från de åtgärder som övervägs jämförs.

2.4.3 Kostnader för olika åtgärder

Kostnaderna för att genomföra åtgärder mot interngödning varierar naturligtvis från fall till fall och även kontinuerligt över tid i takt med att olika tekniker utvecklas. I Tabell 7 ges några schablonmässiga kostnader baserat på kalkyler som redovisats i Karlsson et al. (2012) respektive Karlsson et al. (2019), i något fall kompletterar med nya uppgifter.

Åtgärd	Kostnad (kr/kg avskild P)
Aluminiumfällning	400-700
Konventionell muddring	1 000*
Reduktionsfiske	750 – 2 000
Lågflödesmuddring	Kan i dagsläget ej prissättas**

Tabell 7. Ungefärliga kostnader per kg avskild fosfor med olika åtgärder mot internbelastning.

* Under förutsättning att sedimenten inte är påtagligt kontaminerat av miljöfarliga ämnen som kräver särskild omhändertagning.

**Svensson (2021), Preliminär utvärdering indikerar kostnad runt 70 000–80 000 kr/kg P (Måns Lindell, Lst Jönköping, pers. komm.)

2.4.4 Sammanfattning av åtgärderna

I Tabell 8 ges en sammanvägd bedömning av några olika åtgärders tillämpbarhet, kostnader och koldioxidavtryck på en relativ skala.

Åtgärd	Applicerbarhet	Nackdelar/osäkerheter	Potentiella positiva bieffekter	Kostnad	Koldioxidavtryck
Aluminium-fällning	Generell, väl testad	Energi- och resurskrävande		Låg	Hög
Konventionell muddring	Mindre områden	Energi- och resurskrävande		Medel	Hög
Lågflödesmuddring	Under utveckling		Nyttjande av näring på åker/skogsmark	Hög	Medel
Hypolimnion-avtappning	Skiktade vattenmassor	Eventuellt flytt av problem nedströms	Nyttjande av näring på närliggande åker/skogsmark		
Syretillförsel	Områden med syrgasbrist	Behöver pågå under lång tid	Gynnsam för högre djurliv	Låg	Medel
Reduktionsfiske	Områden med höga tätheter av vitfisk	Eventuell borttagande av födoresurs för rovfisk	Gynnsam för flora och fauna (biomanipulation), tillvaratagande av födo/foderresurs	Medel	Litet
Musselodling	Under utveckling		Tillvaratagande av födo/foderresurs		Litet

Tabell 8. Sammanställning av olika åtgärders applicerbarhet, nackdelar/osäkerheter, potentiella positiva bieffekter, kostnader och koldioxidavtryck på en relativ skala.



Bilaga 1 - Verktyg för bedömning av risk för förhöjd internbelastning i inlandssjöar

Bakgrund

Verktyget har utvecklats av Brian Huser, SLU inom ramen för LIFE Rich Waters och bygger på miljöövervakningsdata från referens- och övergödda sjöar som har tagits fram inom ramen för projektet, samt från den internationella litteraturen.

Syfte

Verktyget kan användas för att utifrån enkla data av fosforhalten i sjön ange risknivån för att sjön är påverkad av förhöjd internbelastning (dvs. läckage av fosfor från sjöns sediment utöver det som sker i en motsvarande opåverkad referenssjö).

Bedömning av risk för förhöjd internbelastning med hjälp av verktyget

Dimiktisk, polymiktisk eller omblandad sjö?

Verktyget skiljer mellan sjötyper utifrån om de är helt eller delvis skiktade under sommaren, eller inte alls skiktade. Det är därför viktigt att först identifiera vilken sjötyp man har. Dimiktiska sjöar har en stabil skiktning mellan vår- och höstomblandningen. Polymiktiska sjöar är vanligtvis omblandade men kan under kortare perioder under sommaren vara skiktade. I omblandade sjöar förblir hela vattenmassan helt omblandat under hela sommaren. Se bilaga 2 för hur man kan identifiera vilken sjötyp man har.

Helt omblandade sjöar som saknar skiktning

I omblandade sjöar bedöms risken för internbelastning genom att jämföra lägsta uppmätt fosforhalt i sjön under perioden vårvinter till tidig sommar (februari-juni) med högsta värdet under sensommar eller tidig höst (augusti-tidig september). Den procentuella ökningen i fosforhalter mellan dessa tidpunkter används för att beräkna risken för förhöjd internbelastning på en 4-gradig skala enligt Tabell 1 nedan:

Risk för förhöjd internbelastning	Procentuell ökning av halten totalfosfor i sjöns ytvatten
Låg	< 25 %
Måttlig	25 – 50 %
Stor	51 – 100 %
Mycket stor	> 100 %

Tabell 1. Bedömning av risk för förhöjd internbelastning i helt omblandade sjöar utifrån den procentuella ökningen av halten fosfor i sjövattnet.

I många sjöar sker en klarvattenfas med låga fosforhalter under sen vår eller tidig sommar när djurplankton kraftigt minskar mängden växtplankton medan det inte finns något eller väldigt lite internbelastning. Påverkan från internbelastning som skedde under vintern (isbelagda sjöar) har då



också minskat kraftigt eller helt. Om sjön är påverkat av internbelastning under vintern och fosforhalten enbart har mätts direkt efter islossning och våromblandningen (februari – april i södra och mellersta Sverige; maj i norra Sverige) finns risk att fosforhalten vid vårprovtagningen är förhöjd och inte motsvarar minimumhalten före sommaren. Om denna halt sedan jämförs med halten under sensommar, som också är påverkade av internbelastning, kan skillnaden bli försumbar och leda till en felaktig bedömning av låg risk. Risken för internbelastningen bli då underskattad.

Bedömning bygger på enbart mätning av fosforhalten i sjön och tar inte hänsyn till påverkan från externbelastning på fosforhalten. Om det har varit kraftigt regn strax före provtagningen kan bedömningen av risk för förhöjd internbelastning bli under- eller överskattad om detta sker under våren respektive sensommaren. I synnerhet sjöar med kort omsättningstid (< 1 månad) riskerar vara påverkade av externbelastning.

Dimiktiska sjöar med stabil skiktning under hela sommarperioden

Risken för förhöjd internbelastning i dimiktiska sjöar bedöms på en 5-gradig skala utifrån fosforhalten i sjöns bottenvatten (1 meter ovanför sedimentet) under sensommar (sent juli till tidigt september, innan omblandning) enligt Tabell 2 nedan:

Risk för förhöjd internbelastning	Halten totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$) under sensommaren i sjöns bottenvatten vid djuphållet
Mycket låg	< 25
Låg	25 – 50
Måttlig	51 – 100
Stor	101 – 200
Mycket stor	> 200

Tabell 2. Bedömning av risk för förhöjd internbelastning i dimiktiska sjöar med stabil skiktning utifrån fosforhalten i sjöns bottenvatten på sensommaren.

Prover som tagits under sent september eller oktober kan användas men kan leda till en underskattning av risk för internbelastning. Vattenpelaren kan ha omblandats helt eller delvis och temperaturen är också oftast lägre vilket kan leda till högre sedimentationshastigheter som minskar P i yt- och bottenvattnet.

Polymiktiska eller tidvis skiktade sjöar

Risken för förhöjd internbelastning i polymiktiska sjöar kan bedömas både med metoden för helt omblandade och den för dimiktiska sjöar. Om temperaturprofilen visar att vattnet är helt omblandat vid sensommarprovtagningen bör den dock enbart bedömas som en helt omblandat sjö. Om sjön däremot var skiktad vid provtagningen bör den, om data finns, bedömas som både en polymiktisk och dimiktisk sjö. Dock kommer båda bedömningarna i så fall troligen att underskatta risken. Det går inte att exakt ange hur stor underskattningen blir, men i många fall kan man utgå från att risken kan vara en grad högre än vad tabellerna anger.



Bilaga 2 - Bedömning om en sjö är dimiktisk, polymiktisk eller omblandad

Bakgrund

Bedömningen av risk för förhöjd internbelastning (steg 1 i verktyget) samt kvantifiering av internbelastning (steg 2) skiljer sig mellan omblandade, polymiktiska och dimiktiska sjöar. Det är därför viktigt att känna till vilken kategori en sjö tillhör innan verktyget tillämpas.

Det är enbart genom mätning av temperaturprofilen vid sjöns djuphåla att det kan säkerställas om sjön eller omblandad, eller poly- eller dimiktisk. Mätningarna bör helst utföras månadsvis mellan våromblandningen (vanligtvis mellan mars och maj, eller efter islossning) och höstomblandningen (september – oktober). Skiktningen börjar utvecklas efter vårcirkulationen och är oftast mest markant under sommarmånaderna (juli-augusti), för att sen minska och helt försvinna vid höstcirkulationen.

Identifiering av omblandade sjöar som saknar skiktning

En omblandad sjö är en sjö där hela vattenmassan förblir helt omblandat under hela sommaren. I en sådan sjö ändras vattentemperaturen och syrgashalten inte med djup och även halten av fosfor är den samma i hela sjön och oberoende av djup. Grunda sjöar och sjöar med stor vattenyta är typisk omblandade.

Saknas temperaturprofil data kan Osgood index som en approximation. Indexen beräknas som kvoten mellan sjöns medeldjup och kvadratroten av sjöns yta:

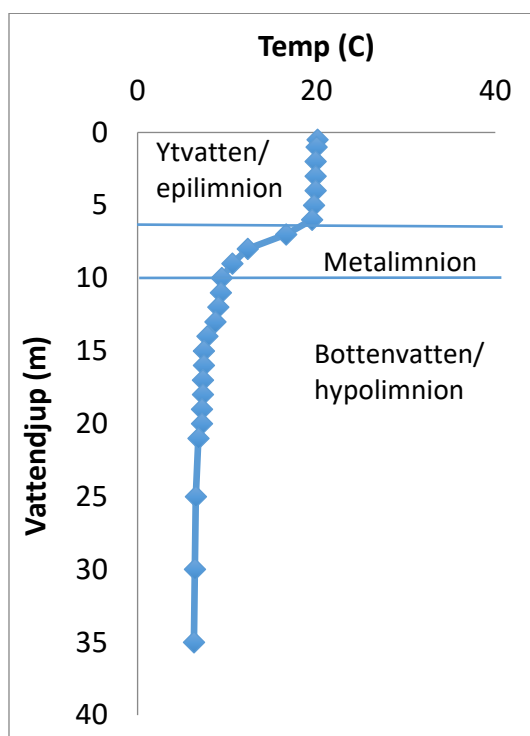
$$\text{Osgood index} = \frac{\text{Medeldjup, m}}{\sqrt{\text{area, km}^2}}$$

Sjöar med Osgood index < 4 kan betraktas som omblandade. Undantagsvis kan vissa sjöar med index < 4 vara skiktade vid djuphålet. Ofta utgör djuphålet då en väldigt liten del av sjöarealen och en eventuell internbelastning i djuphålet blir då av ringa betydelse och sjön kan i alla fall betraktas som omblandad. Saknas data för att beräkna Osgood index då kan man anta att sjöar med maxdjup < 5 m är omblandade.

Dimiktiska sjöar med stabil skiktning under hela sommarperioden

Sjöar med Osgood index > 6 är vanligtvis dimiktiska. Sjöar med index mellan 4 och 6 kan vara dimiktiska och kompletterande kriterier behövs för att identifiera dessa som dimiktiska. Betrakta sådana sjöar i första hand som dimiktiska och verifiera med hjälp av temperatur och syrgasprofildata om sjön skiktat sig under sommar och/eller vinterhalvåret, samt genom upprepade mätningar om skiktningen är stabil (Figur 1). Vid brist på regelbundna mätningar av temperatur- och syrgasprofiler kan temperaturen av bottenvattnet på sensommaren användas som hjälp. Om temperaturen av

bottenvattnet under perioden juli-augusti är mindre än 10°C är det ganska säkert att sjön är skiktad under sommaren. Om den är mindre än 8°C är det mycket säkert.



Figur 1. Typisk temperaturprofil i en skiktad sjö. Är skiktningen stabil mellan vår- och höstomblandningen är det en dimiktisk sjö. Försvagas profilen markant en eller fler gånger mellan vår- och höstomblandningen är det en polymiktisk sjö. Ombländade sjöar har samma temperatur i hela profilen.

Polymiktiska sjöar

Många sjöar är varken varaktigt helt ombländade eller dimiktiska men kan under sommarhalvåret växelvis vara skiktade och ombländade. Polymiktiska sjöar är sjöar som vanligtvis är ombländade men som under kortare perioder kan vara skiktade. Polymiktiska sjöar har aldrig en stabil skiktning som varar mellan vår- och höstomblandningen. Osgood index för dessa sjöar ligger vanligtvis mellan 4 och 6. Om det finns temperatur- eller syrgasprofil data som visar att sjön ibland är skiktad bör den betraktas som polymiktisk. Likaså indikerar högre halter av fosfor i bottenvattnet (ca 1 m ovanför sediment) jämfört med halten i ytvatten att en sjö åtminstone var skiktad vid provtagningstillfälle och har en ostabil skiktning. Också låga syrgashalter i bottenvattnet (< 4-5 mg O₂/l) indikerar att sjön tidvis kan vara skiktad. Även om en skiktning finns under hela sommaren, om vattentemperaturen 1 meter ovan botten är > 10°C är det troligt att sjön är svagt skiktad och därför polymiktisk. Instabila skiktningar innebär att en del av fosfor som frigörs från sedimentet kan transporterats till ytvattnet, vilket skulle leda till en underskattning av internbelastning om sjön betraktas som dimiktisk och enbart bottenvattnet används för att beräkna internbelastning av fosfor.



Bilaga 3 - Riktlinjer för övervakningsprogram för att kvantifiera internbelastning i sjöar (steg 2)

Syfte

Den miljöövervakning som beskrivs här syftar till att ge det dataunderlag för att kunna kvantifiera internbelastning i en sjö. Dataunderlaget kan även användas om man går vidare till steg 3, modellering.

Miljöövervakningen

Protokoll för miljöövervakning är olika för dimiktiska sjöar och helt omblandade sjöar. Observera att polymiktiska sjöar (som periodvis kan vara skiktade) provtas enligt både protokoll.

Skiktade sjöar – poly- och dimiktiska

Profildata av främst totalfosfor (TP) används för att kunna påvisa och kvantifiera internbelastningen. Provtagning görs minst en gång i månaden under perioden från och med islossning (vår-cirkulationen) tom höst-cirkulationen. Om man misstänker att internbelastningen kan vara betydande under vinterhalvåret då är det lämpligt att ta det första provet före islossningen. Detta gäller i första hand i norra Sverige. I södra och mellersta Sverige är internbelastningen vanligtvis mycket större under sommarmånaderna än under vintern pga. högre vattentemperaturer och en kortare period med islägning.

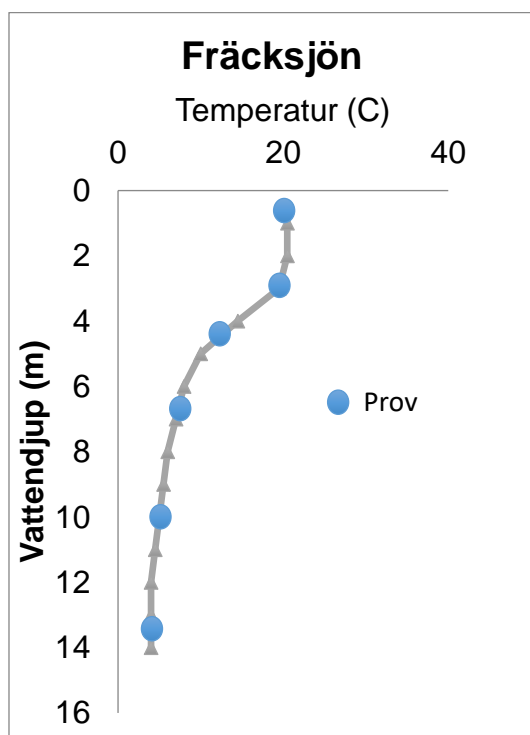
Det behövs en djupkarta för att kunna beräkna vattenvolymen i sjön vid olika djup.

Protokoll för provtagning:

- Provtagning görs enbart vid sjöns djupaste plats (djuphållet).
- Använd ekolod för att mäta och anteckna maxdjupet innan provtagning. Det är viktigt att göra detta på precis samma ställe varje gång.
- Hämta bottenprovet först¹ (1 m ovanför botten).
- Mät och anteckna syrgas och temperatur med 0,5 m intervall från ytvatten (0,5 m) till 0,5 m över botten. I sjöar med maximal djup > 15 m kan syrgas och temperatur mätas med 1 m intervall. Börja på 0,5 m och sedan jämna djup (t ex. 1 m, 2 m, 3 m). Om sjön är väldigt djup kan mätningar göras med större intervall på de djup där temperatur och syrgashalter ändrar sig lite.
- Vattenprovtagning och provtagningsdjup:
Om sjöns djup är mindre än 15 m bör provtagning ske på minst 5 olika djup, och på 6 olika djup om djupet är större än 15 m. Samma provtagningsdjup bör användas vid varje provtagningstillfälle. Om man från tidigare mätningar vet hur temperaturprofilen kan se ut vid skiktning kan man utgå från följande: Ett prov tas i ytvatten (0,5 m), ett strax ovanför

¹ Detta för att minska risken att sediment blandas upp i bottenvattenprovet om syrgas- och temperaturproben av misstag hamnar i sedimentet.

metalimnion (vanligtvis ca 4 m, men det kan vara djupare), ett prov i eller nära metalimnion (termoklinen), samt två till tre prover i hypolimnion, varav ett av proverna är ett bottenprov som tas 1 m ovanför botten och ett eller två prov mellan bottenprovet och djupaste provet i metalimnion (se Figur 1). Saknas förhandsuppgifter om temperaturprofilen kan man använda följande provtagningsdjup: 0,5 m, 4 m, 6 m, $(\text{maxdjup} - 6)/2$ m, $(\text{maxdjup} - 1)$ m.



Figur 1. Temperaturprofil vid skiktning i Fräcksjön samt djup för provtagningar

- Analysparametrar:
 - Obligatoriska:
 - Temperatur och syrgasprofil enligt ovan
 - Totalfosfor (TP)
 - $\text{PO}_4\text{-P}$
 - pH
 - Färgtal (Pt) (enbart ytvatten 0,5 m)
 - Klorofyll-a (enbart ytvatten 0,5 m)
 - Frivilliga²:
 - Siktdjup
 - Kväve (totalkväve, ammoniumkväve och nitrat+nitritkväve)
 - Turbiditet (ytvatten)

² Frivilliga analysparametrar är de som eventuellt kan vara till nytta i bedömningen, dynamisk modellering i Steg 3 av verktyget, eller som kan användas som underlag vid statusklassning inom Vattenförvaltningen.



- Absorbans 420 nm (ytvatten)

Polymiktiska och helt omblandade sjöar

Skillnaden mellan tillförsel och bortförsel av fosfor från sjön samt ändringarna i mängden fosfor i sjön används för att beräkna eventuell internbelastning. Det är önskvärdt att ha en djupkarta för att korrekt kunna beräkna sjöns vattenvolym samt effekten av eventuella ändringar i vattennivån på vattenvolymen. Saknas djupkarta kan vattenvolymen uppskattas utifrån sjöns area och medeldjup och ändring av vattenvolymen utifrån sjöns totala areal och ändringarna av vattennivån.

Mätningar som behöver genomföras under sommarhalvåret är:

- Provtagning av tillrinnande och utgående vatten minst en gång varje månad (gärna varannan vecka vid höga flöden eller om omsättningstiden i sjön < 3 månader) under perioden efter islossning tom oktober.
- Provtagning av sjöns ytvatten (0,5 m) ungefär mitt i sjön³, samt mätning av vattennivån i sjön.
- Mängd fosfor som rinner till och från sjön beräknas från mätning av TP i in- och utloppen och uppskattning av vattenföringen genom antingen mätning av vattendragets tvärsnitt och mätning (flödesmätare) eller uppskattning av vattenflödet med flottörmetoden. Mätning utförs lämpligast i trummar. Om vattendraget omfattas av SMHI:s S-HYPE beräkningar av vattenföring kan dessa data användas, men mätningar bör göras för att bedöma om modellerade data för flöde kan användas, måste kalibreras med uppmätta data, eller inte kan användas pga. stora osäkerheter.
- Analysparametrar vid provtagning av in- och utflöden:
 - Obligatoriska:
 - Vattenföring, Q, i in- och utloppen (m³/s)
 - Totalfosfor
 - Frivilliga²:
 - PO₄-P
 - Löst totalfosfor
 - Kväve (totalkväve, ammoniumkväve och nitrat+nitritkväve)
 - Turbiditet
 - Absorbans (420 nm), Ca, Mg och Cl
 - Klorofyll-a

³ Det viktigaste är att undvika grunda områden med mycket makrofyter som vass som kan stabilisera vattenpelaren och öka sedimentationshastigheten. Fosforhalterna kan vara betydligt lägre i sådana områden jämfört med andra områden där vattnet kan omblandas.

För att beräkna hur mängden fosfor i sjön ändras under sommaren är det viktigt att ha tillförlitliga data på sjöns fosforhalt och vattenvolym. Fosforhalten i utloppet kan användas men är inte alltid representativ för halten i sjön. Det finns processor som kan öka sedimentation av partiklar och minska fosfor i vattnet på väg ur sjöar. Om det finns förutsättningar för det är det därför önskvärd att även ta vattenprover i sjön. Provtagningsfrekvens i sjön minst 1 gång per månad, gärna oftare under högsommaren då internbelastningen kan vara intensiv.

Vattennivån i sjön kan ändra sig påtaglig under sommaren vilket påverkar vattenvolymen och den beräknade mängden fosfor. Försök därför om det är möjligt att mäta sjöns vattenstånd vid varje provtagning. Ett enkelt sätt är att t ex mäta vattennivån med linjal vid en fast konstruktion i eller över vattnet som t ex en brygga, vilket ger ett mått på den relativa förändringen i sjöns vattennivå. Djupkartan används sen för att beräkna vattenvolymer vid olika vattennivåer.

- Analysparametrar vid provtagning i sjön utöver provtagning av in- och utlopp:
 - Obligatoriska:
 - Vattenståndet
 - Totalfosfor
 - Temperatur
 - Syrgas
 - Frivilliga²:
 - PO₄-P
 - Färgtal
 - Siktdjup
 - Kväve (totalkväve, ammoniumkväve och nitrat+nitritkväve)
 - Turbiditet
 - Klorofyll-a



För att mäta vattenståndet i sjön gäller det att utnyttja de hjälpmedel som redan kan finnas på plats.

Metoden förutsätter att det finns goda förutsättningar att uppskatta sjöns in- och utflöden av fosfor. Det vill säga, där minst 80% av P inflödet kan mätas och där vattenföringen in- och ut antingen kan mätas, eller fås från S-HYPE. Välj i första hand mätning av vattenföringen som då kan jämföras med data från S-HYPE och användas för att bedöma om den beräknade vattenföringen i S-HYPE kan användas som alternativ till mätning (antingen direkt eller efter kalibrering med mätningar).

Data från S-HYPE kan också användas innan man startar miljöövervakningen för att få en uppfattning av hur stor den externa fosforbelastningen är i relation till en eventuell förväntad internbelastning. Är den externa belastningen i samma storleksordning eller större än den förväntade interbelastning,



eller har sjön en kort omsättningstid under sommarhalvåret är det i synnerhet viktigt att $P_{in} + P_{ut}$ mäts så noga som möjligt.

Är den totala externa fosfortillförsel stor och misstänker man att viktiga källor inte finns med kan man upprätta en total vattenbalans för sjön. Förutom till- och utrinning bör en sådan massbalans ta hänsyn till nederbörd på sjöytan, avdunstning från sjön och ändringar i sjöns vattenvolym. Diskrepans i balansen kan tyda på att det finns källor till tillrinning eller utrinning som inte har kunnat mätas. Oförklarad tillrinning behöver dock inte alltid betyda att det även sker en oförklarad tillförsel av fosfor. Det kan t ex vara fallet om den oförklarade tillrinningen sker från grundvatten, som kan vara både en källa och sänka.

Om det inte finns goda förutsättningar att mäta P inflödet kan internbelastningen approximeras utifrån ökningen i sjöns P halt under sommarmånaderna. I så fall räcker det med att mäta i sjöns ytvatten i första hand eller i andra hand vid utflödet. Denna metod har dock stor osäkerhet, särskilt vid mätning i utflödet där andra faktorer kan påverka P halter.

Provtagning och analys

Val av provtagare/analyslab

Resultaten bör vara oberoende av både provtagare och analyslab. Det är viktigt att analyslabbet är ackrediterat. Om det finns flera provtagare och vid tveksamheter kan det vara befogat att stämma av provtagningsrutiner och platser så att alla provtagningar i en sjö görs på samma sätt och på samma plats. GIS koordinater ska användas för att hitta samma plats för mätning av maximal djup och provtagning varje provtagningstillfälle.

Provtagningsrutiner och analysmetoder

Följ provtagningsrutinerna för vattenkemi och analysmetoder som anges i [HVMFS 2019:25⁴](#), eller nyare. För de obligatoriska parametrarna är analysmetoderna:

- Totalfosfor: Enligt SS-EN ISO 6878 alternativt SS-EN ISO 15681 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat.
- Fosfatfosfor: Filtrerat eller ofiltrerat enligt tidigare metodik så att data blir jämförbara över tid – ofiltrerat är standard för sötvatten. Analys enligt SS-EN ISO 6878 alternativt SS-EN ISO 10304-1, SS-EN ISO 15681 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat.
- Löst totalfosfor⁵: SS-EN ISO 6878:2005. Metodbeskrivningen finns enbart på engelska. Det är metoden för "Total dissolved phosphorus" som finns beskriven under rubriken "Determination of total phosphorus after peroxodisulfate oxidation". Analys utförs på filtrerat prov.
- Klorofyll a: Provtagning och analys av klorofyll a ska ha gjorts enligt SS-EN ISO 5667-1:2007 och SS 28146 eller med annan metod som ger likvärdigt resultat.
- Färgtal (Pt): SS-EN ISO 7887:2012, Metod C eller Metod D.

⁴ Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

⁵ Obs att detta är en frivillig parameter enbart för grunda sjöar.



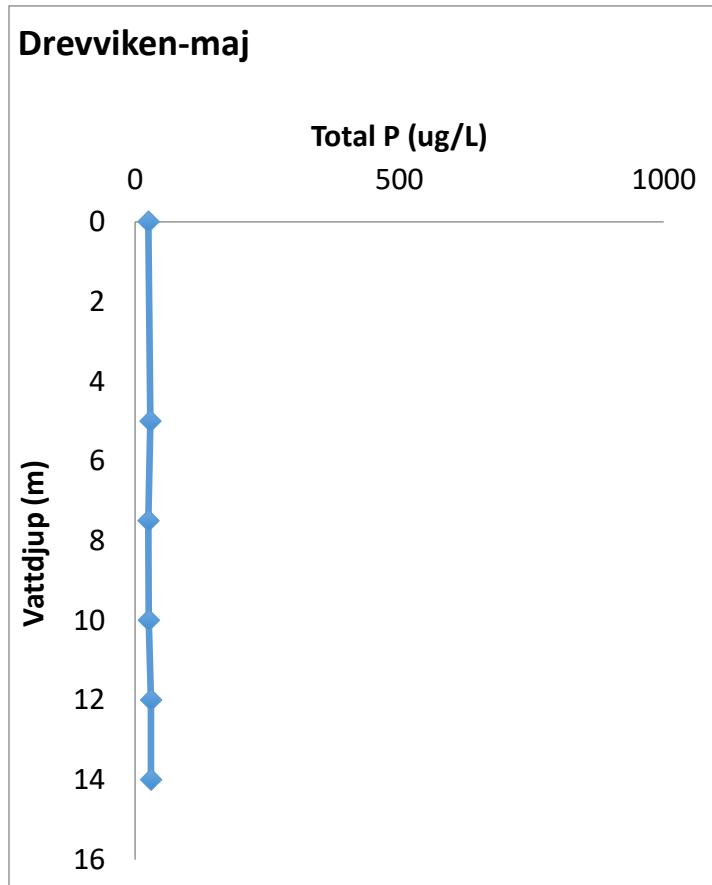
- Absorbans (420 nm): Filtrerat prov enligt SS-EN ISO 7887:2012, 5 cm kyvett.

Sammanställning av resultat

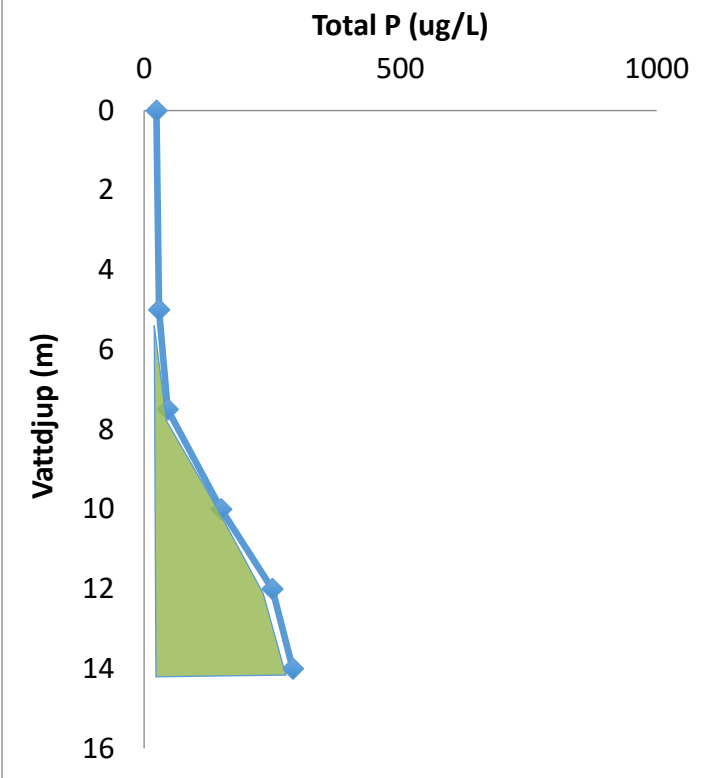
Beräkning av internbelastningen

Eventuell internbelastning i dimiktiska sjöar påvisas och kvantifieras utifrån profildata för temperatur, syrgas och TP samt sjöns djupkarta. Exempel på utveckling av fosforprofilen under sommaren visas i Figur 2. För omblandade och polymiktiska sjöar (och i vissa fall även som komplement för dimiktiska sjöar) kvantifieras internbelastningen utifrån sjöns (månatliga) P balans, eller förenklat enbart utifrån utvecklingen av TP halten och vattenvolymen i sjön under sommaren. För att kunna ta hänsyn till en naturlig "bakgrund" internbelastning används data från referenssjöar. En arbetsmetod som beskriver hur man beräknar internbelastningen finns i bilaga 4.

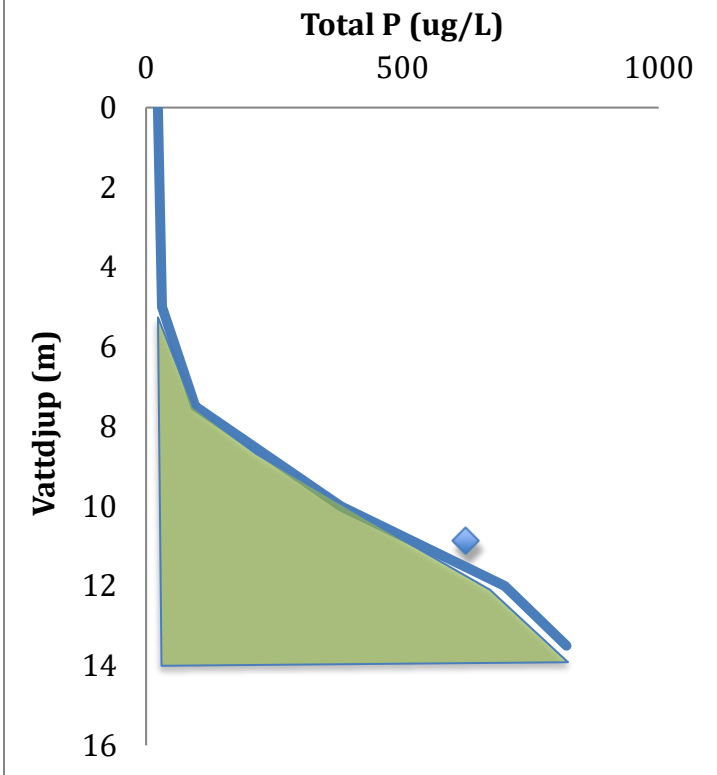
Figur 2. Exempel på utveckling av fosforprofiler under sommaren i två skiktade sjöar, Drevviken och Ulvsundasjön. Det gröna området används för att kvantifiera internbelastning.



Drevviken-juli

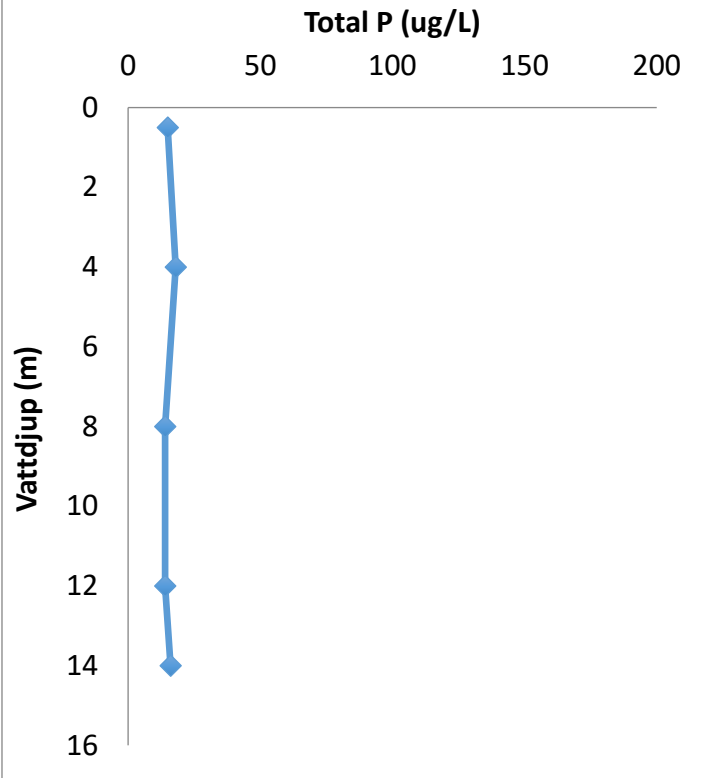


Drevviken-augusti



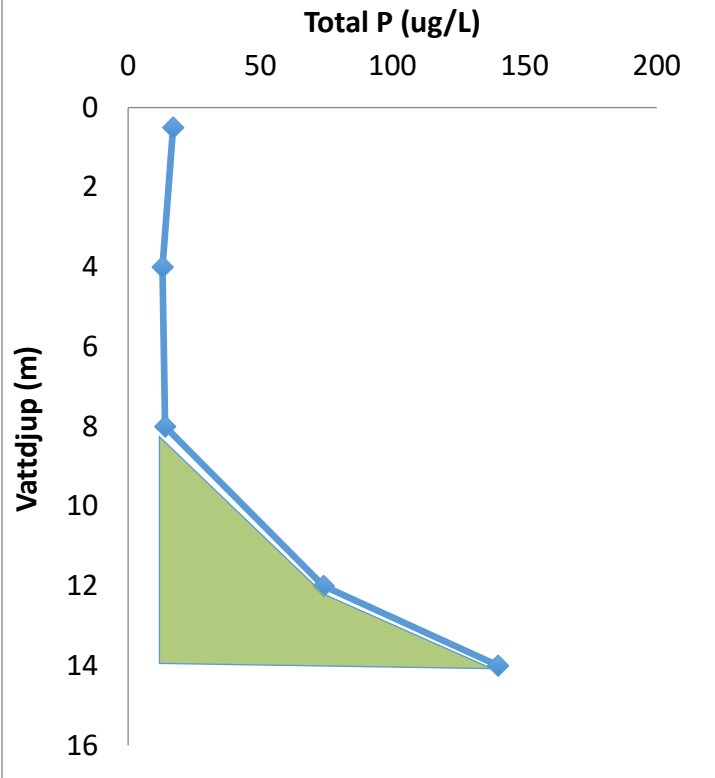


Ulvsundasjön-maj





Ulvsundasjön-augusti





Bilaga 4 – Beräkning av internbelastning i sjöar

Syfte

Detta dokument beskriver hur man utifrån miljöövervakningsdata kan beräkna internbelastnings storlek. Den beräknade internbelastning kan sen användas för att ange om internbelastningen i sjön är förhöjd jämfört med den i opåverkade sjöar.

Vilken miljöövervakningsdata som behövs för beräkningarna och hur de kan tas fram beskrivs i bilaga 3.

Princip

Internbelastningen beräknas utifrån massbalansberäkningar för fosfor där en positiv balans motsvarar internbelastningen. Detta kallas för netto internbelastning (P_{Ni}) eftersom den är mellanskillnaden mellan den fosfor som frigörs från sediment (brutto internbelastning, P_{Bi}) och den fosfor i vattnet som sedimenterar. Där det är möjligt är det önskvärd att genom uppskattning av sedimentationshastigheten även beräkna brutto internbelastningen.

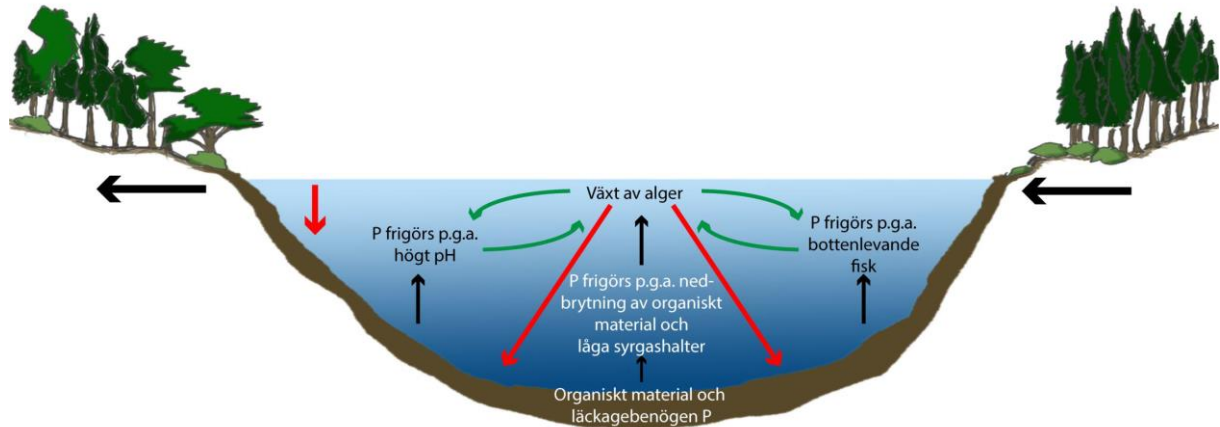
Omblandade sjöar och polymiktiska sjöar under perioder utan skiktning

Netto internbelastningen (P_{Ni}) beräknas utifrån en förenklad massbalansberäkning för fosfor:

$$P_{Ni} = \Delta P_{sjö} - P_{in} + P_{ut} \text{ (netto massbalans),}$$

där $\Delta P_{sjö}$ är ändringen i mängden fosfor i sjön mellan provtagningstillfällena och P_{in} och P_{ut} tillförsel, respektive bortförsel av fosfor från sjön.

Under sommaren använder alger näringsämnen, växer och dör. De antingen sedimenterar eller blir uppätta av djurplankton, som i sin tur dör och sedimenterar eller blir uppäten av fisk. Fosfor i avföring från fisk och djurplankton sedimenterar också. Netto internbelastning är därför egentligen summan av två motsatta processer som i en hiss: Frigörelse av fosfor från sediment med överföring av fosfor till vattenfasen - hissen upp, och sedimentation av fosfor från vattenfasen till sedimenten - hissen ner (Figur 1).

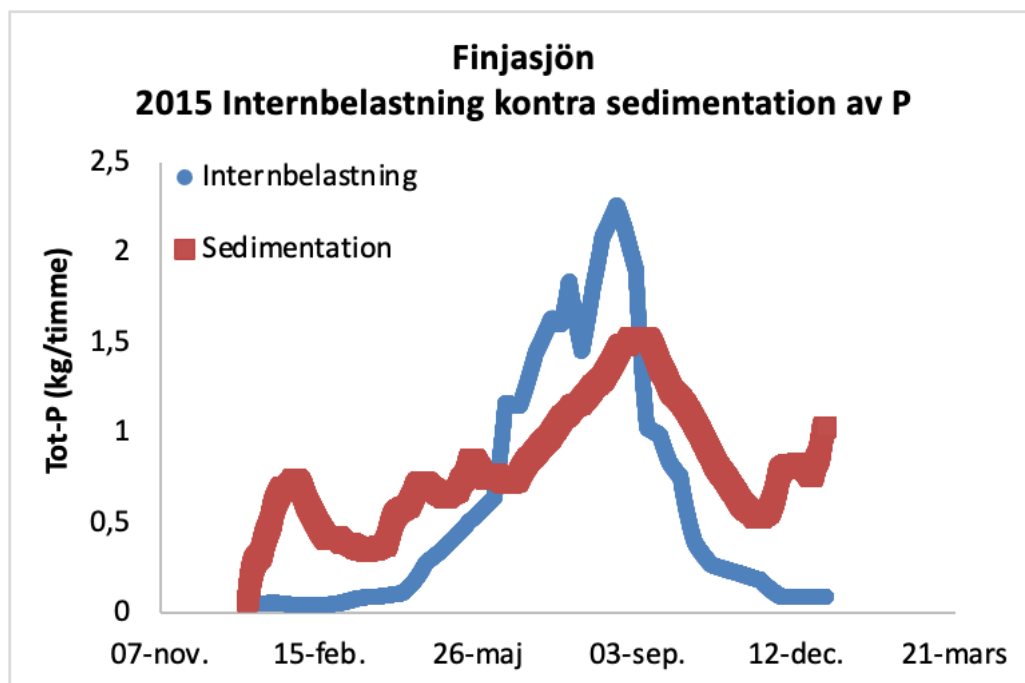


Figur 1. En förenklad version av fosforkretsloppet i helt omblandade och polymiktiska, svagt skiktade sjöar. De svarta linjerna visar brutto internbelastning, de röda sedimentation av fosfor och de gröna algernas användning av fosfor från interna källor (bildkälla Huser 2021).

I den förenklade massbalansberäkningen mäts inte dessa processer separat och internbelastning avser därför netto internbelastningen (P_{NI}):

$$P_{NI} = \text{brutto internbelastning } (P_{BI}) - \text{sedimentation } (P_{sed})$$

En hög brutto internbelastning kan därför osynliggöras om det parallellt sker en hög sedimentation så att netto internbelastningen blir låg. Detta kan leda till en stor underskattning av internbelastningen om man enbart beräknar netto internbelastningen.



Figur 2. Resultat från dynamisk sjömodellering för internbelastning och sedimentation av fosfor i Finjasjön år 2015 som visar en hög brutto internbelastning och hög sedimentationshastighet. Netto internbelastningen blir därför låg (data från Huser 2021).

Ett exempel är Finjasjön i Hässleholm (Figur 2). Den beräknade netto internbelastningen för 2015 uppgick till -0,4 ton P, dvs. nettosedimentation. Däremot beräknades brutto internbelastningen med hjälp av en dynamisk modell (steg 3 i verktyget) som separerar internbelastning och sedimentation till 5,3 ton (Tabell 1).

Tabell 1. Källor och sänkor för fosfor visas samt ändring av fosformassan i sjön (p.g.a. olika fosforhalter och volymer) mellan start och slut av modelleringsperioden ($\Delta P_{sjö}$). Från Huser 2021.

Dynamisk sjömodell	
Källor	(ton P)
Inflöde, P_{in}	4,17
Brutto internbelastning, P_{bi}	5,32
Summa	9,49
Sänkor	
Sedimentation	7,10
Utflyde, P_{ut}	3,50
Summa	10,60
$\Delta P_{sjö}$	1,1

Beräkning av enbart netto internbelastningen skulle därför leda till slutsatsen att ingen risk för förhöjd internbelastning föreligger, trots att det sker en betydande brutto internbelastning under sommarhalvåret som leder till algblomning som i sin tur dör och sedimenterar och bidrar till en hög sedimentation (jämför Figur 1). Därför rekommenderas att där det är möjligt använda den modifierade ekvationen nedan för omblandade och svagt skiktade sjöar för att beräkna internbelastning av fosfor:

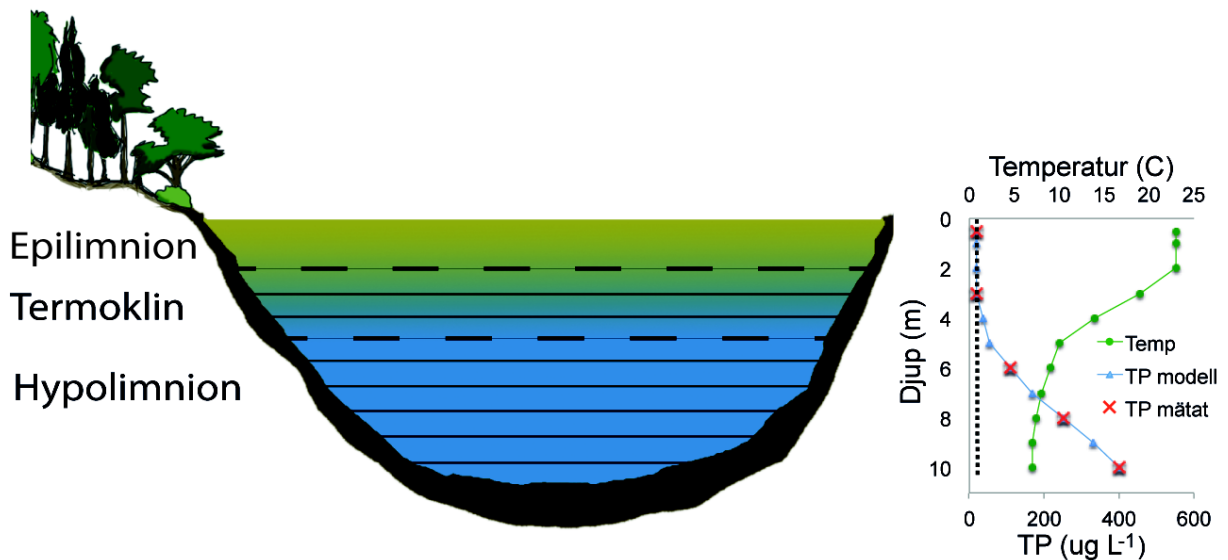
$$P_{Bl} = \Delta P_{sjö} - P_{in} + P_{ut} + P_{sed} \text{ (brutto massbalans),}$$

där P_{sed} är mängden fosfor som sedimenterar från sjövattnet.

Hur beräkningen kan göras beskrivs längre ner i dokumentet.

Dimiktiska sjöar

I dimiktiska sjöar med en stabil skiktning ackumuleras fosfor som frigörs från sedimenten i vattenmassan under språngskiktet. Rörelse av fosfor från vattenmassan nära botten mot ytvattnet är begränsat av den låga diffusionshastighet av fosfor i vatten. Under perioder med stabil skiktning synliggörs därför internbelastningen i dessa sjöar som en typisk fosforprofil med höga fosforhalter i vattenmassorna nära botten och gradvis lägre halter mot ytan (Figur 3). Internbelastningen kvantifieras som ökningen av mängden fosfor i vattenmassorna under språngskiktet under perioder med stabil skiktning.



Figur 3. Skiktad, dimiktisk sjö (vänster) och profil data för temperatur och TP (höger). Horisontella streckade linjer i sjön representerar gränser för termoklinen. Den vertikala streckade linjen på figuren till höger representerar bakgrund TP (20 µg L⁻¹ i detta exempel) som subtraheras från alla TP-koncentrationer i profilen innan P-massan beräknas.



Beräkning av internbelastningen

Omblandade sjöar och polymiktiska sjöar med instabil skiktning

Metoden används för helt omblandade sjöar och polymiktiska sjöar under perioder att de inte visar någon stabil skiktning.

Databehov

- Djupkarta med upplösning på minst 1 m samt hypsograf konstruerad från djupkartan
- Minst månatliga data på Pin och Put vilket kräver mätning av både vattenflöden och fosforhalter
- Minst månatliga data på P_{tot} i sjön samt vattennivån vid provtagningen i sjöar med varierande vattenstånd.

Beräkning av netto interbelastning i kg P

Netto internbelastningen, P_{NI} beräknas utifrån netto massbalansen:

$$P_{NI} = \Delta P_{sjö} - P_{in} + P_{ut} \text{ (i kg P)}$$

Till- och bortförsel av fosfor beräknas genom att multiplicera den uppmätta fosforhalten med vattenföringen. För att kunna beräkna mängden fosfor mellan två provtagningar behöver man ta ett medelvärde av fosforhalten och av vattenföringen vid första och vid andra provtagningstillfället.

Om vattenmassan i sjön var helt omblandat vid provtagningstillfället beräknas mängden fosfor i sjön genom att multiplicera den uppmätta halten med sjöns hela vattenvolym. Om man har mätningar av vattenståndet vid provtagningarna kan man använda dem för att med hjälp av hypsografen för sjön beräkna vattenvolymen vid olika vattenstånd. Det förutsätter dock att vattenståndet (eller maximaldjup) är känt när djupkarteringen som ligger till grund för hypsografen genomfördes.

Om sjön var skiktad vid provtagningen och visar att fosforkoncentrationen inte är konstant med djup beräknas mängden fosfor i sjön genom att addera mängden fosfor för varje skikt. Detta beskrivs i avsnittet för dimiktiska sjöar nedan. Observera dock att för polymiktiska sjöar även mängden fosfor i ytvattenskiktet tas med i beräkningen, och inte enbart mängden under språngskiktet.

Hänsyn till sedimentation och beräkning av brutto internbelastning

I polymiktiska sjöar är det inte ovanligt med perioder där det sker (netto) sedimentation. Om man med provtagningen har fångat in perioder med nettosedimentation kan man använda data för dessa perioder för att uppskatta nettosedimentationen. Det är viktigt att vara medveten om att eftersom det handlar om nettosedimentation (dvs. att det kan finnas internbelastning samtidigt) är den en underskattning av den verkliga (brutto) sedimentationshastighet. Det är bäst att använda minskningar av fosfor under våren och senhösten för att beräkna sedimentation när internbelastningen är som lägst.

För att kunna uppskatta sedimentation, används den vanliga massbalans ekvationen för beräkning av internbelastning:

$$P_{NI} = \Delta P_{sjö} - P_{in} + P_{ut} \text{ (netto massbalans)}$$



När P_{Ni} är negativ finns det mer sedimentation än internbelastning och kan likställas med sedimentationshastigheten, P_{sed} , om det kan antas att internbelastningen är försumbar. Eftersom det oftast finns olika antal dagar mellan provtagningar, måste mängden fosfor (kg) förvandlas till mängden fosfor per tid (kg/dag). Detta görs enkelt genom att dividera mängden sedimentation med dagar mellan provtagningarna. Dessa mängder läggs till netto internbelastningen.

I Tabell 2 visas ett exempel från en hel omblandad sjö där prover togs från den 28 april tom den 19 oktober. Netto internbelastningen beräknades enligt formeln för en netto massbalans. Under de perioder där netto internbelastningen var negativ är sedimentationen större än (brutto) internbelastningen. I detta exempel var den beräknade netto internbelastningen mest negativ under senhösten mellan den 7:e och den 19:e oktober (283 kg). Det är rimligt att anta att (brutto) internbelastningen var försumbar under denna period på senhösten och den beräknade negativa netto internbelastning kan därför likställas med sedimentation. Sedimentationshastigheten under denna period var 23,6 kg P/dag (283/12 dagar). Genom att även anta att sedimentationshastigheten är konstant under hela provtagningsperioden kan sedimentation i kg P beräknas mellan varje provtagningsstillfälle genom att multiplicera sedimentationshastigheten (23 kg P/dag) med antalet dagar mellan provtagningsstillfällena. Dessa mängder läggs till den beräknade netto internbelastningen för att beräkna brutto internbelastning, P_{Bi} :

$$P_{Bi} = P_{Ni} + P_{sed}$$

Resultaten visas i Tabell 2.

Tabell 2. Netto internbelastning, sedimentation och beräknat bruttointernbelastning (nettointernbelastning + sedimentation) mellan provtagningsstillfällena. Netto internbelastningen är beräknat utifrån netto massbalansen.

Datum	Netto internbelastning, P_{Ni} (kg)	Sedimentation, P_{sed} (kg)	Brutto internbelastning, P_{Bi} (kg)
28/04/2020			
14/05/2020	-67	378	311
28/05/2020	58	330	388
08/06/2020	35	260	294
26/06/2020	-16	425	408
10/07/2020	95	330	425
29/07/2020	-143	448	305
04/08/2020	255	142	397
18/08/2020	212	330	542
02/09/2020	-3	354	351
15/09/2020	10	307	317
07/10/2020	12	519	531
19/10/2020	-283	283	0

Om det inte finns några perioder under tidig vår eller senhöst där vilken mängden fosfor i sjöns vatten minskar kan perioder under sommaren användas för att uppskatta sedimentation, men då blir det



nästan säkert en underskattning. Om det inte finns några tillfällen med negativ internbelastning (nettosedimentation) kan bruttointernbelastningen inte beräknas¹.

Beräkning av internbelastningshastigheten, Li

Internbelastningshastigheten för omblandade och polymiktiska sjöar uttryckt per bottenareal beräknas genom att dividera internbelastningens storlek i kg P med antal dagar mellan provtagningarna och sjöns hela bottenareal. Den beräknade hastigheten, Li, uttrycks i mg P m⁻² d⁻¹.

Dimiktiska sjöar

Metoden används för dimiktiska sjöar med stabil skiktning. Den kan även användas som kompletterande beräkningssätt för polymiktiska sjöar under perioder de har stabil skiktning.

Databehov

- Djupkarta med upplösning på minst 1-3 m beroende på sjöns djup
- Minst månatliga data på P_{tot} i hela profilen (se bilaga 3 för hur provtagningen bör utföras)
- Profildata för temperatur minst varje meter (för att kunna bestämma språngskiktet)

Beräkning av internbelastning i kg P

Mängden fosfor i sjön (kg P) under språngskiktet beräknas genom att multiplicera fosforhalten i varje djupskikt under språngskiktet med vattenvolymen i det skiktet. För att bedöma det djupet där "bottenvattnet" börjar används storleken på temperaturändringen för varje meters djup. Där ändringen är 1°C eller mer börjar språngskiktet. Vattenvolymen från den nivån och djupare används för att beräkna fosformassan under språngskiktet (se exemplet i Tabell 3).

Vattendjup (m)	Temperatur (C)
0,5	20,0
1	20,0
2	19,5
3	19,0
4	18,0
5	16,5
6	15,0
7	14,0
8	13,5
9	12,7
10	12,5

Tabell 3. Vattentemperatur genom vattenpelaren i en sjö med ett maximaldjup på 10,5 m. Volymen vid de djupen som är i fet stil används med fosforkoncentrationer på samma djup nivå för att beräkna mängden fosfor under språngskiktet. Mängden fosfor på de olika djupnivåer summeras för att beräkna den totala mängden fosfor i bottenvattnet.

Fosforhalterna i sjöns ytvatten ovanför språngskiktet påverkas främst av fosforhalterna i det tillrinnande vatten i starkt skiktade sjöar. Alger använder denna fosfor, dör, och sedimenterar genom vattenpelaren på väg till sedimentet. Detta sker kontinuerligt och ökar mängden fosfor under

¹ I Danmark används en modell för att uppskatta sedimentation utifrån sjöegenskaper som t ex. sjöns djup ([Jensen et al 2006](#)). Modellen är kalibrerad för grunda sjöar i Danmark men kan även – efter kalibrering – vara tillämplar på grunda sjöar i Sverige.



språngskiktet. För att inte inkludera denna fosfor i beräkningen, subtraheras fosforhalten i ytvattnet från alla prov och sedan görs beräkningarna.

Bäst är att beräkna mängden fosfor med 1 meters djupintervall². Hur vattenvolymen för varje meter kan beräknas beskrivs i bilaga 5. Eftersom vattenkemiprovtagning vanligtvis är utförd med större djupintervall än 1 m behöver man uppskatta fosforhalten för varje meters djupintervall genom att interpolera mellan provtagningsdjupen. Detta kan göras genom att dra en rak linje mellan mätvärdena för provtagningsdjupen (Figur 3). Eftersom det djupaste provet oftast tas minst en meter ovan botten kan det vara nödvändigt att uppskatta fosfor i vatten djupare än det. Detta görs med att fortsätta med samma interpoleringslinje som kopplar djupaste provet med den näst djupaste prov. Som ett alternativ till att dra raka linjer mellan mätvärdena för provtagningsdjupen kan man anpassa en empirisk kurva som beskriver hur fosforhalten ändras med djup och använda ekvationen som beskriver kurvan för att beräkna fosforhalter för varje meters intervall.

Internbelastningen i kg P beräknas genom att summera mängden fosfor för varje djupskikt under språngskiktet. Internbelastningen beräknas som skillnaden i mängden fosfor mellan två olika provtagningsdatum. Den maximala internbelastningen beräknas som skillnaden mellan den största mängd fosfor under språngskiktet (vanligtvis vid sensommarprovtagningen) och mängden fosfor under språngskiktet strax efter våromblandningen.

I skiktade sjöar förblir fosfor som har frigjorts från sedimenten i vattenfasen utan sedimentation så länge det inte sker någon påtaglig tillväxt av växtplankton under språngskiktet. Den enligt ovan beräknade internbelastningen kan därför betraktas som brutto internbelastningen.

Det är viktigt att ovanstående beräkningssätt enbart tillämpas under perioder att sjön har en stabil skiktning, annars är risken stor att internbelastningen kommer att underskattas. En underskattning uppstår om fosfor som frigörs från sedimentet når ytvattnet när skiktningen är svag vilket ökar fosforhalterna i ytvattnet och minskar den i bottenvattnet. Se bilaga 2 för att bedöma om sjön är starkt skiktad eller inte. Om sjön bedöms att inte vara starkt skiktad ska metoden för helt omblandade sjöar användas för att beräkna internbelastningen.

Beräkna internbelastnings hastigheten, L_i

För att beräkna internbelastningens hastighet uttryckt per den bottenareal som bidrar till internbelastningen, divideras internbelastningens storlek i kg P med antal dagar mellan provtagningarna och bottenarealen för den del av sjön som har ett djup större än språngskiktet. Den beräknade hastigheten, L_i , uttrycks i $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

² I stället för att beräkna mängden fosfor med 1 m djupintervall kan man som ett enklare alternativ beräkna mängden för varje djupintervall mellan djupkartans isolinjer, eller för varje djupintervall som har används för vattenkemi provtagningen. Detta är dock ett grövre beräkningssätt som enbart är motiverad om tillgängliga data anses för osäkra för att motivera interpolering till 1 m djupintervaller. Det är dock viktigt att se till att fosforhalten man använder vid beräkningen för ett djupintervall är representativ för intervallet eftersom fosforhalten ofta ändras snabbt med djup.



Bilaga 5 – Beräkning av vattenvolymer i sjöar för olika djupintervaller

Syfte

Detta dokument beskriver hur man utifrån djupkartor kan beräkna vattenvolymer för olika djupintervaller.

Bakgrund

För att kunna kvantifiera internbelastningen uttryckt i mängden fosfor behöver vi multiplicera den uppmätta fosforhalten med vattenvolymen. För helt omblandade sjöar är halten konstant med djup och mängden beräknas enkelt genom att multiplicera halten med hela sjöns vattenvolym.

För dimiktiska sjöar och polymiktiska sjöar under perioder de är skiktade behöver man dela in sjön i olika djupintervall. Bäst är att göra detta för varje meter. För att beräkna mängden fosfor för varje intervall behöver vi först beräkna vattenvolymen vid olika djup. Detta görs med hjälp av sjöns djupkarta.

Djupkartor

För de flesta sjöar finns inga djupkartor samlade hos någon datavärd. SMHI tillhandahåller dock genom SVAR en Excel-fil med uppgifter om arealer och volymer för ett tusental sjöar ([Svenskt vattenarkiv | SMHI](#)). Dessa uppgifter kan räcka för beräkning av internbelastning i grunda, helt oblandade sjöar. För dimiktiska och polymiktiska sjöar behövs dock djupkartor. För ett mindre antal sjöar finns djupkartor tillgängliga via SMHI:s Damm- och sjöregister ([Damm- och sjöregister | SMHI - Vattenwebb](#)) men i många fall behöver en djupkarta skapas.

Djupkartor framställs genom lodning av en sjö. Tidigare användes främst manuell lodning med lod och manuell registrering av vattendjupet på olika platser i sjön. Djupkartan skapas genom att dra isolinjer genom platser med samma djup. Djupkartor som enbart finns på papper eller i pdf-format behöver digitaliseras. De digitaliserade kartorna kan sen importeras i ArcGIS eller andra GIS-program för att beräkna arealen vattenyta för varje isolinje. Det går även att beräkna vattenvolymer för olika djupintervaller i ArcGIS. Hör med er GIS-samordnare eller konsult för att få hjälp med detta.

Nuförtiden används oftast någon form av ekolod för djuplodning och framställning av djupkartor. Dessa har oftast en mycket högre upplösning än djupkartor framställt genom manuell lodning. Data från ekolodet kan vanligtvis importeras till program som ArcGIS eller Reefmaster. Både dessa program kan användas för att framställa djupkartor och för att beräkna vattenvolymer för både hela sjön och för olika djupintervall.

För närvarande saknas vägledning för hur djupkartor kan tas fram, men tjänsten tillhandahålls av ett flertal konsultföretag. Vid upphandling av tjänsten kan man utgå från SLU:s kravspecifikationer för lodning och djupkartering av trendsjöar (SLU, Institutionen för Akvatiska resurser).

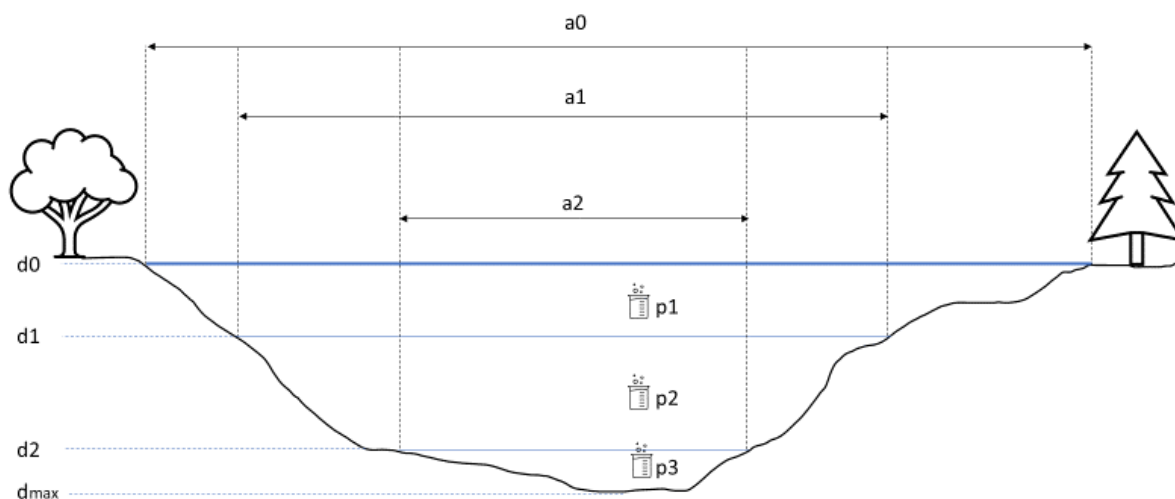
Beräkning av vattenvolym

Om djupkartering har genomförts genom ekolodning behöver man inte använda sig av nedanstående beräkningsätt eftersom programmen som ArcGIS och Reefmaster använder all data från

ekolodningen för att beräkna vattenvolymer med hög precision. Med hjälp av både program går det att beräkna vattenvolymer för valfria djupintervall.

Har man enbart tillgång till äldre djupkartor med låg upplösning eller enbart uppgift om arean mellan isolinjer kan nedanstående beräkningssätt användas.

Vid beräkningen av vattenvolymen för olika djupintervall är det viktigt att man utgår från den ackumulerade (totala) arean för varje djupintervall och inte (del)arean för djupintervallet. I bilden nedan (Figur 1) representerar a_0 den totala sjöytan, a_1 den totala arean vid djup 1, osv. Area för ett djupintervall och som oftast benämns delarean, är skillnaden mellan den totala arean vid två djup. Till exempel är delarean för djupintervallet d_0 och d_1 skillnaden mellan a_0 och a_1 .



Figur 1. Schematiskt tvärsnitt av sjö som visar den totala arean ($a_0...a_2$) vid olika djup ($d_0...d_{max}$). $p_1...p_3$ anger provtagningsplatser inom djupintervallen.

Vattenvolymen för olika djupintervall kan förenklat beräknas som medelvärdet av totalarean för djupintervallets översta och nedersta djup multiplicerat med djupintervallets mäktighet. Till exempel för djupintervallet $d_1 - d_2$ beräknas vattenvolymen som:

$$Vattenvolym, d_1 - d_2 (m^3) = \frac{(a_1 + a_2)}{2} \times (d_2 - d_1)$$

där arean anges i m^2 och djupet i m.

Detta är ett förenklat beräkningssätt eftersom den genom att ta ett medelvärde för djupintervallets area ($(a_1+a_2)/2$) antar att sjöbotten lutar med 45° vilket sällan är fallet. Detta beräkningssätt används främst när man enbart har tillgång till äldre djupkartor med låg upplösning.



Havs
och Vatten
myndigheten



I stället för att beräkna ett medelvärde för djupintervallens area kan man också upprätta en hypsograf och genom att etablera ett samband mellan sjöns djup och area beräkna arean vid olika djup genom interpolering. Denna metod har fördelen att den använder alla tillgängliga data från djupkarteringen, men förutsätter att det finns ett samband mellan sjödjup och area. Metoden används också för att beräkna vattenvolymer för andra djupintervaller än de för isolinjerna.