

Underlag till lokalt åtgärdsprogram för vattenförekomsten Ältasjön

Ekologisk och kemisk status, fosforbudget, bedömning av förbättringsbehov samt förslag till åtgärder mot intern fosforpåverkan



**Underlag till lokalt åtgärdsprogram för vattenförekomsten Ältasjön
Ekologisk och kemisk status, fosforbudget, bedömning av förbättringsbehov samt förslag till
åtgärder mot intern fosforpåverkan**

Omslagsbild: Utsikt från bron över Ältasjöns utlopp; foto Sofia Åkerman, Nacka kommun

Författare:

Anna Sjöberg, Naturvatten AB samt Tova Forkman Fahlgren och Preet C. Hernefeldt, WRS AB (Bilaga 1)

Medarbetare: Ulf Lindqvist & Emil Rydin

2023-12-14

Rapport 2023:32

Naturvatten i Roslagen AB

Norra Malmavägen 33

761 73 Norrtälje

0176 – 22 90 65

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	5
INLEDNING	6
UPPDRAGETS OMFATTNING OCH AVGRÄNSNING	6
ÄLTASJÖN – ALLMÄN BESKRIVNING	7
METODER	9
SAMMANSTÄLLNING AV MILJÖKVALITETSDATA	9
STATUSKLASSIFICERING	9
TRENDANALYS	9
PÅVERKANSANALYS FOSFOR	10
ACCEPTABEL FOSFORBELASTNING	11
BETYDANDE FOSFORPÅVERKAN OCH ÅTGÄRDSUTRYMME	11
BEDÖMNING AV FÖRBÄTTRINGSBEHOV FÖR FOSFOR	11
MILJÖKVALITETSNORMER	12
ÖVERSIKT ÖVER STATUS	12
VÄXTPLANKTON	14
BOTTENFAUNA	16
FISK	16
MAKROFYTER	17
TOTALFOSFOR	18
AMMONIAK	19
KEMISK STATUS	19
FOSFORBUDGET	20
EXTERN FOSFORBELASTNING	21
INTERN FOSFORBELASTNING	22
FOSFOREXPORT	24
VAD STYR FOSFORHALTERNA I ÄLTASJÖN?	24
ACCEPTABEL FOSFORBELASTNING ENLIGT MODELLBERÄKNING	25
BETYDANDE FOSFORPÅVERKAN OCH ÅTGÄRDSUTRYMME	26
FÖRBÄTTRINGSBEHOV FÖR FOSFOR	26
EXTERNT FÖRBÄTTRINGSBEHOV	26
INTERNT FÖRBÄTTRINGSBEHOV	28
EFFEKTER AV ÅTGÄRDER FÖR MINSKAD INTERN FOSFORBELASTNING	29
ÅTGÄRDSFÖRSLAG FÖR MINSKAD INTERN FOSFORBELASTNING	30
BIOMANIPULERING – REDUKTIONSFISKE	30
ALUMINIUMFÄLLNING	32
SUGMUDDRING	35
BEHANDLING MED BENTONITLERA	38
UTSPÄDNING OCH GENOMSPOLNING	39
SYRESÄTTNING OCH OMBLANDNING	39
NATURLIG ÅTERHÄMTNING	40
REKOMMENDATIONER FÖR ÅTGÄRD AV INTERN FOSFORBELASTNING	41

REKOMMENDATIONER KRING ÖVERVAKNINGSPROGRAM	42
FÖRBÄTTRINGSBEHOV FÖR ATT UPPNÅ GOD KEMISK STATUS	42
REFERENSER	44
BILAGA 1. PM EXTERN FOSFORBELASTNING TILL ÄLTASJÖN	

Sammanfattning

Föreliggande rapport utgör ett av flera underlag för beslut om ett lokalt åtgärdsprogram som syftar till att Ältasjön ska uppnå god ekologisk och kemisk status. Utredningen utfördes av Naturvatten AB i samarbete med WRS AB på uppdrag av Nacka kommun.

Vattenförekomsten Ältasjön har beslutad miljö kvalitetsnorm god ekologisk status 2027 samt god kemisk status. Vattenmyndigheten bedömer att Ältasjön har dålig ekologisk status. Bedömningen görs med stöd av status avseende växtplankton. Även bottenfauna och fisk indikerar dålig status. Näringsämnen pekar på måttlig status. Ältasjön bedöms inte uppnå god kemisk status avseende perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och tributyltenn (TBT). God kemisk status bedöms inte heller uppnås avseende bromerade difenyletrar (PBDE) och kvicksilver.

Fosforbudgeten som upprättats i utredningen indikerar att fosforbelastningen från externa källor uppgår till cirka 120 kg/år varav huvuddelen tillförs från sjöns tillrinningsområde och resterande cirka 5 kg/år via atmosfärisk deposition. Mätdata indikerar att den allra största fosforkällan inte är extern, utan härrör från Ältasjöns bottnar från vilka ett omfattande fosforläckage sker till sjöns vattenmassa. Denna så kallade interna fosforbelastning beräknas omfatta i storleksordningen 300 kg/år.

Utredningen bekräftar att fosforbelastningen till Ältasjön ligger på en nivå som inte kan ses som acceptabel med hänsyn till övergödningssituationen. Om Ältasjön ska ges förutsättningar att uppnå god ekologisk status måste fosforhalterna minska, något som innebär att fosforbelastningen måste reduceras. Betinget för landbaserade källor bedöms vara litet (0-10 kg/år). Fosforhalterna i sjöns vattenmassa styrs sommartid helt av fosforfrisättning från bottnarna, och denna interna fosforbelastning behöver minska kraftigt om god status ska uppnås.

Reduktionsfiske bedöms vara den metod som är bäst lämpad för åtgärd av Ältasjöns internbelastningsproblematik. Till metodens stora fördelar hör att den är kostnadseffektiv, stärker den biologiska mångfalden och bidrar till minskad klimatpåverkan. Fisket utförs lämpligen under en treårsperiod och följs upp med ett utökat övervakningsprogram före, under och efter åtgärd. Om reduktionsfisket mot förmodan inte skulle ha avsedd effekt på den interna fosforbelastningen kan det vara nödvändigt att komplettera åtgärden med andra metoder. En aluminiumbehandling som fastlägger läckagebenägen fosfor till bottnarna bedöms då vara den bäst lämpade metoden. Lågflödesmuddring kan möjligen vara ett alternativ, men åtgärden är ännu förknippad med höga kostnader, framförallt vad gäller omhändertagande av sediment.

Inledning

Ältasjön är en näringsrik och övergödningspåverkad sjö som delas av Nacka kommun och Stockholms Stad. Sjön är utpekad som vattenförekomst och har enligt Vattenmyndighetens senaste klassificering dålig ekologisk status. Flera utredningar har tagits fram med förslag på åtgärder i syfte att förbättra sjöns status, och många åtgärder har genomförts.

Föreliggande rapport utgör ett av flera underlag för beslut om ett lokalt åtgärdsprogram som syftar till att Ältasjön ska uppnå god ekologisk och kemisk status. Den delutredning som här presenteras omfattar klassificering av ekologisk och kemisk status, upprättande av fosforbudget, bedömning av förbättringsbehov för fosfor samt förslag på åtgärder för minskad intern fosforbelastning. Det övergripande syftet med utredningen är att ta fram förslag på åtgärder i Ältasjön som bidrar till att god ekologisk vattenstatus uppnås.

Utredningen utfördes av Naturvatten AB i samarbete med WRS AB där de senare svarade för beskrivning av extern fosforbelastning (Bilaga 1). Beställare var Nacka kommun med Sofia Åkerman som projektledare.

Uppdragets omfattning och avgränsning

Utredningen utförs med stöd av tidigare miljöundersökningar samt utredningar av näringsbelastning och åtgärdsalternativ. Med utgångspunkt från detta underlag och uppdragets syfte - att ta fram förslag på åtgärder i Ältasjön som bidrar till att sjön uppnår god ekologisk vattenstatus - omfattade utredningen följande moment:

- Sammanställning av miljödata
- Klassificering av ekologisk och kemisk status
- Upprättande av fosforbudget med beräkning och beskrivning av extern och intern belastning
- Bedömning av förbättringsbehov avseende fosfor i syfte att uppnå miljö kvalitetsnorm god ekologisk status
- Förslag på åtgärder för reducerad intern fosforbelastning

Utredningen omfattar inte åtgärder för reducerad extern fosforbelastning. Förbättringsbehov och åtgärder i syfte att uppnå god kemisk status omfattades inte av utredningen, men kommenteras i ett separat avsnitt av rapporten.

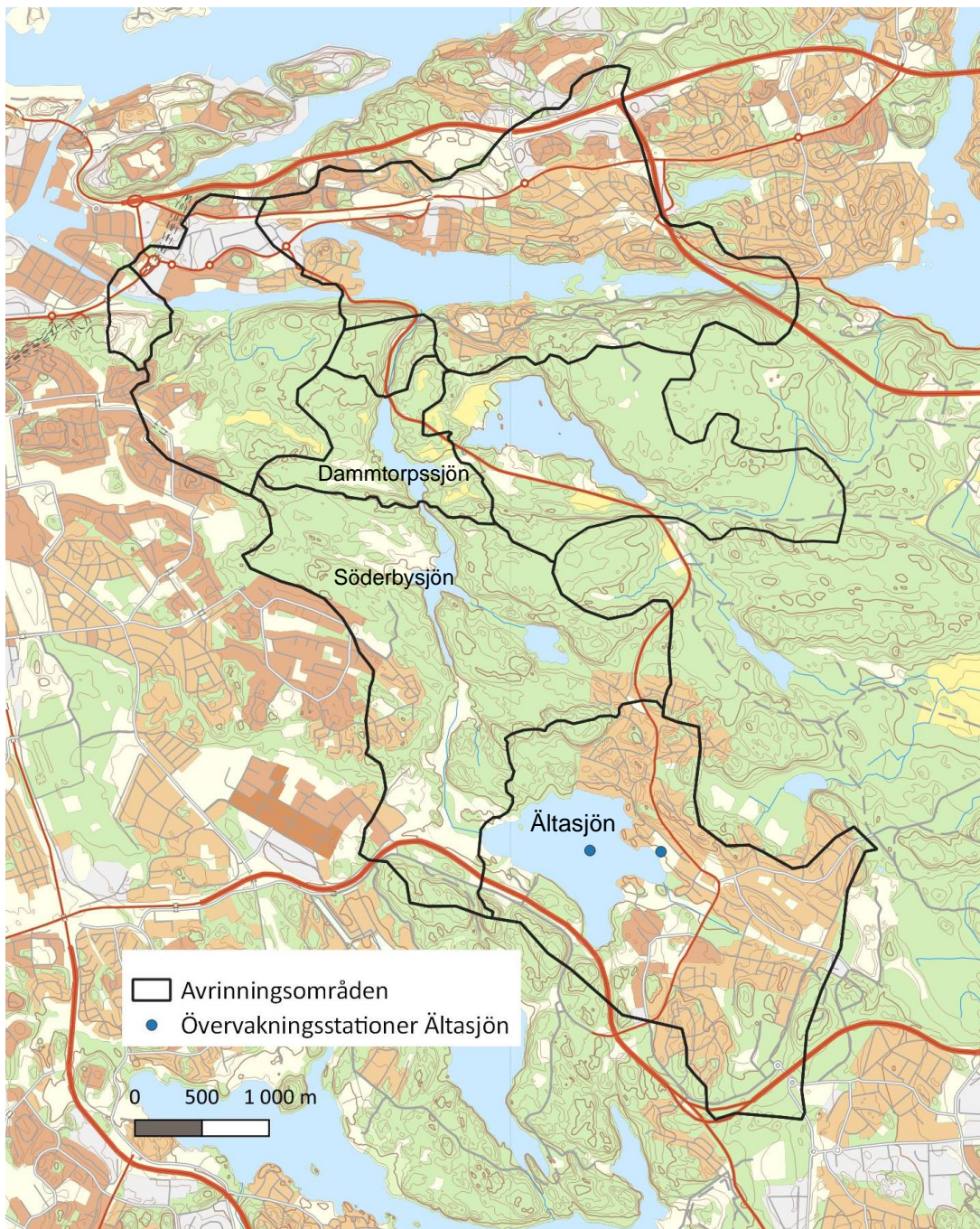
Ältasjön – allmän beskrivning

Ältasjön är en näringsrik och övergödd grund sjö som sommartid karakteriseras av kraftiga algbloomningar. Allvarlig syrgasbrist förekommer tidvis, och framförallt då sjön är islagd. Ältasjön har en yta av 0,74 km², ett medeldjup av 3,6 m och ett maxdjup av 5,1 m (Myrica 1999, Tabell 1). Sjön saknar större tillflöden och vattnets teoretiska omsättningstid anges till 2,2-2,3 år (Myrica 1999, SMHI). Beräkningar inom denna utredning, efter hänsyn till det tekniska avrinningsområdet storlek, ger en omsättningstid av 1,8 år. Ältasjön ligger 23 meter över havet, överst i ett vattensystem som via Söderbysjön och Dammtorpsjön avrinner till Järlasjön och därifrån vidare till Sicklasjön och Hammarby sjö (Figur 1). Huvuddelen av Ältasjön och det 5,2 km² stora tillrinningsområdet tillhör Nacka kommun, och resterande del Stockholms Stad. Sjöns stränder gränsar i öster och nordost mot bebyggelse och i övrigt mot skog och våtmarker. Avrinningsområdet utgörs huvudsakligen av bostadsbebyggelse (38%), skogsmark (32%), vattenyta (12%) samt öppen mark och parkmark (7%) (WRS 2023). Vägdagvatten från Tyresövägen (väg 229) leds sedan år 2008 till sjön via en skärmbassäng med flytbryggor.

Ältasjöns miljö kvalitet övervakas genom recipientkontrollprogram för Stockholm och Huddinge VA-verksamhetsområde (SVOA) och kommunal övervakning (Stockholms stad) vid en station i sjöns centrala del. De årliga undersökningarna omfattar vattenkvalitet och växtplankton. Inventering av bottenfauna och vattenvegetation samt standardiserade provfischen genomförs mindre frekvent. Prover för övervakning av badvattenkvalitet tas även vid Ältabadet och Stensöbadet.

Tabell 1. Grunddata för Ältasjön. Källa: VISS, SMHI Vattenweb, Myrica

Namn	Ältasjön
MS_CD	WA86104541
VISS EU_CD	SE657378-163467
Vattenförekomst	ja
Kommuner	Nacka, Stockholm
ARO yta (km2)	5,9
ARO namn	Utloppet av Ältasjön
ARO_SUBID	40910
Sjöyta (km2)	0,74
Höjd över havet (m)	22,9
Medeldjup (m)	3,6
Maxdjup (m)	5,0
Sjövolym (Mm3)	2,71
Djupkarta (år)	ja (1999)
Omsättningstid (år)	1,8
Omblandning (ggr/år)	Flera



Figur 1. Vattenförekomsten Ältasjön (MS_CD WA86104541), stationer för övervakning av miljö kvalitet samt avrinningsområden i vattensystemet (källa: VISS, SMHI). Ältasjön saknar större tillflöden och avrinner åt nordost till Söderbysjön för att slutligen mynna till Hammarby sjö. Ältasjöns avrinningsområde omfattar enligt SMHI 4,9 km² med utbredning enligt karta. Det tekniska avrinningsområdet är något större (5,9 km², källa: Nacka kommun och Stockholms Stad).

Metoder

Sammanställning av miljö kvalitetsdata

Uppdraget omfattade insamling och sammanställning av miljödata som underlag för klassificering av Ältasjöns status och bedömning av intern fosforbelastning. Miljöövervakningsdata erhöles via Stockholm Vatten och Avfall (vattenkemi, växtplankton) och Miljöförvaltningen Stockholms stad (miljögifter i vatten, biota), samt inhämtades via datavärd (SLU Miljödata MVM). Analysresultat från undersökning av miljöstörande ämnen i sediment år 2022 tillhandahölls av Nacka kommun.

Statusklassificering

Uppdraget omfattade sammanställning av klassificeringar av ekologisk och kemisk status enligt Vattenmyndighetens senaste bedömningar samt parallella klassificeringar baserade på mätdata för den senaste tioårsperioden (2014-2023). För beskrivning av metoder vid statusklassificering hänvisas till Havs- och vattenmyndighetens gällande föreskrift (HVMFS 2019:25) samt vägledning för klassificering av miljögifter i vatten (HaV 2016). Ekologisk status bedöms i en skala omfattande fem klasser enligt nedan (Tabell 2). Kemisk status bedöms till en av två klasser (Tabell 2).

Tabell 2. Klassificering av ekologisk samt kemisk status sker till en av fem respektive två statusklasser.

Ekologisk status	Kemisk status
Hög	Uppnår god
God	Uppnår ej god
Måttlig	
Otillfredsställande	
Dålig	

Trendanalys

Trender i totalfosfor- och klorofyllhalt i Ältasjön analyserades i programvaran JMP genom linjär regression. Analysen baserades på augustidata från de senaste tio åren (2014-2023). Säkerställda tidstrender visas med signifikansnivå (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$). Syftet med trendanalysen är att ge utökad underlag för bedömning av åtgärdsbehov.

Påverkansanalys fosfor

Extern belastning - fosfor från Ältasjöns tillrinningsområde samt atmosfärisk deposition

Fosforbelastningen från Ältasjöns tillrinningsområde beräknades av WRS AB med hjälp av StormTac (Bilaga 1). Bruttobelastningen (kg/år) anges som totalmängd och naturlig bakgrundsbelastning med källfördelning, samt som totalt netto efter retention i befintliga reningsanläggningar.

Uppgifter om fosforbelastning från land inhämtades även via SMHI:s vattenweb (S-HYPE och SMED/PLC6.5) och redovisas med totala mängder, bakgrundsbelastning och dominerande källa. För S-HYPE-data redovisas även nettobelastning. Data har tagits fram som underlag för nationell statistik och bör enligt SMHI och SMED betraktas som osäkra på delavrinningsområdesnivå.

Utöver belastning från tillrinningsområdet tillkommer ett fosfortillskott via atmosfärisk deposition, det vill säga genom fosfornedfall direkt till Ältasjöns yta. Uppgifter om storleken av denna källa inhämtades via SMHI:s vattenweb.

Internbelastning - fosforläckage från Ältasjöns bottnar

Den interna fosforbelastningen utgörs av flödet av fosfor från sediment till vattenmassa. Internbelastningens storlek kvantifierades genom beräkningar baserade på fosforhalternas ökning i ytvattnet från vinter till sommar. Beräkningarna baserades på data från samtliga tre provtagningstillfällen (feb/mars, maj, augusti) och provdjup (0,5 m, 2 m, 4 m) de senaste tio åren (2014-2023). Den totala fosformängden i vattenmassan beräknades för varje provtagningstillfälle med ledning av uppgifter om kumulativ vattenvolym (Myrica 1999). Mätdata från de tre provtagningsdjupen extrapolerades till att gälla skikten 0-1 m (0,5 m), 1-3 m (2 m) samt 3-5 m (4 m). Ökningen i vattenmassans fosformängd mellan tillfällena beräknades, och den interna fosforbelastningen skattades därefter med hänsyn till den fosfor som via externa källor belastat sjön mellan mättillfällena respektive exporterats via utloppet. Utsedimenterade fosformängder skattades genom att utgå från perioder då nettointernbelastningen var negativ. Den externa fosforbelastningen mellan mättillfällena skattades genom flödesproportionering baserat på den årliga fosformängd som redovisas av WRS AB (Bilaga 1).

Acceptabel fosforbelastning

Som underlag för bedömning av fosforbeting skattades den högsta externa fosforbelastning som kan accepteras till Ältasjön, under förutsättning att god status ska uppnås avseende näringsämnen (fosfor). Den acceptabla fosforbelastningen beräknades med hjälp av enkla och vedertagna massbalansmodeller (Vollenweider med kalibreringar enligt OECD; Vollenweider & Kerekes 1982, Håkansson 1999). Beräkningen utmynnar i vilken fosforbelastning som kan ses som acceptabel, i mängd (kg/år) och tillrinnande halt ($\mu\text{g/l}$), om den fosforhalt som utgör gränsvärdet mellan god och måttlig status ska uppnås.

Betydande fosforpåverkan och åtgärdsutrymme

Gränsen för betydande fosforpåverkan enligt Vattenmyndighetens definitioner ligger vid en total fosforbelastning som för sjöar motsvarar den naturliga bakgrundsbelastningen x 1,8 (Gyllström & Peterson 2020). Det innebär att fosforpåverkan till sjöar anses betydande vid en antropogen andel större än 44 procent. Påverkansanalysen baserar sig på beräknade fosforbelastningar (WRS AB, S-HYPE, PLC6.5).

Den fosformängd som utgör skillnaden mellan nuvarande totalbelastning och gränsen för betydande påverkan kan beskrivas som åtgärdsutrymmet. Åtgärdsutrymmet anges i syfte att indikera den totala potentialen för åtgärder med hänsyn till den nuvarande belastningssituationen. Utrymmet beskriver taket för åtgärdsarbetet och baserar sig på att det normalt sett inte är rimligt eller effektivt med åtgärder som är mer långtgående än till gränsen för betydande påverkan.

Bedömning av förbättringsbehov för fosfor

Utgångspunkten i bedömningen av förbättringsbehov avseende fosfor är att ge förutsättningar för att god ekologisk status ska uppnås. Bedömningen gjordes med utgångspunkt i utfall av statusklassificering. Vid god eller hög status bedöms inget beting föreligga.

Förbättringsbehovet baserar sig i grunden på skillnaden mellan uppmätt fosforhalt och gränsvärdet mellan måttlig och god status. Förbättringsbehovet anges som halt ($\mu\text{g/l}$), andel (%) och mängd (kg/år) och omräknades till mängd (kg/år) utifrån nuvarande belastning och det procentuella betinget. Förbättringsbehovet anges också som skillnaden mellan nuvarande belastning och acceptabel belastning enligt ovan.

De metoder som beskrivs ovan avser det externa betinget, det vill säga behovet av fosforreduktion från Ältasjöns tillrinningsområde. Därtill gjordes en bedömning av beting sett till den interna fosforbelastningen. Bedömningen gjordes med utgångspunkt i relationen mellan extern och intern belastning.

Miljökvalitetsnormer

Ältasjön utgör en vattenförekomst (MS_CD WA86104541) med beslutad miljökvalitetsnorm god ekologisk status 2027 samt god kemisk status. Tidsfristen för ekologisk status avser näringsämnen och växtplankton som indikerar näringsämnespåverkan. Vattenmyndigheten motiverar tidsfristen med att det då normen fastställdes inte bedömdes tekniskt möjligt att uppnå god ekologisk status till 2021. Åtgärder behöver genomföras i så stor omfattning som möjligt för att god ekologisk status ska kunna nås till 2027. Miljökvalitetsnorm god kemisk status gäller med undantag för bromerade difenyletrar och kvicksilver då dessa ämnen generellt överskrider gällande gränsvärden i svenska ytvatten.

Översikt över status

En översikt över Vattenmyndighetens klassning av ekologisk och kemisk status för vattenförekomsten Ältasjön visas nedan parallellt med klassningar som gjorts inom denna utredning (Tabell 3, nästa sida). Myndigheten bedömer att Ältasjön har **dålig ekologisk status**. Bedömningen baserar sig på status för miljökonsekvenstypen övergödning och har hög tillförlitlighet. Utslagsgivande kvalitetsfaktor är växtplankton som bedöms ha dålig status. Att status är sämre än god har stöd i näringsämnen (totalfosfor) som har måttlig status. Makrofyter (vattenvegetation) indikerar måttlig status. Den sammanvägda bedömningen för status för gruppen särskilda förorenande ämnen (SFÄ) är måttlig, motiverat av att icke-dioxinlika PCB:er uppmätts i halter över gränsvärdet i fisk. Miljökonsekvenstypen morfologiska förändringar och kontinuitet bedöms ha måttlig status, detta eftersom närområde och svämplan bedöms ha sämre än god status, något som är en följd av att

stora delar av de strandnära områdena utgörs av anlagda ytor/bebyggelse. Konnektivitet bedöms ha hög status eftersom inga vandringshinder förekommer i anslutande vattendrag. Hydrologisk regim som beskriver påverkan på vattenstånd bedöms uppnå hög status.

Vattenmyndigheten bedömer att Ältasjön **ej uppnår god kemisk status** avseende bromerade difenyletrar (PBDE) och kvicksilver, ämnen som i Sverige generellt överskrider miljökvalitetsnormerna. Med undantag för dessa överallt överskridande ämnen bedömer myndigheten att Ältasjön uppnår god kemisk status. Uppgift saknas om myndighetens underlag för bedömning av status för tributyltenn.

Tabell 2. Översikt över ekologisk och kemisk status för Ältasjön (MS_CD: WA86104541) enligt Vattenmyndighetens senaste bedömning (VISS, 2021-05-04) och uppdateringar inom ramen för denna utredning (LÅP, 2023-11-16).

Statusklassning Ältasjön	VISS (2021-05-04)	LÅP (2023-11-16)
Ekologisk status	dålig	dålig
<i>Biologiska kvalitetsfaktorer</i>		
Växtplankton	dålig (2013-2017)	dålig (2014-2023)
Bottenfauna, litoral		god (2023)
Bottenfauna, profundal (sublitoral)		dålig (2023)
Makrofytter	måttlig (2014-2016)	måttlig (2014-2016)
Fisk		dålig (2023)
<i>Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer</i>		
Näringsämnen	måttlig (2013-2017)	måttlig (2014-2023)
Ljusförhållanden	otillfredsställande (2007-2012)	otillfredsställande (2014-2023)
Förurning	hög (2013-2018)	hög (2014-2023)
Särskilda förorenande ämnen:	måttlig	måttlig
Arsenik		god (2014-2023)
Koppar	god (2016)	god (2014-2023)
Krom	god (2014-2016)	god (2014-2023)
Zink	god (2016)	god (2014-2023)
Ammoniak		måttlig (2016-2023)
Icke-dioxinlika PCB:er	måttlig (2013)	god (2022)
<i>Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer</i>		
Konnektivitet	hög	hög
Hydrologisk regim	hög	hög
Morfologiskt tillstånd	måttlig	måttlig
Kemisk status	uppnår ej god	uppnår ej god
Bromerad difenyleter, PBDE	uppnår ej god	uppnår ej god (2022)
Antracen		god (2022)
Bly	god (2016)	god (2014-2023)
Kadmium	god (2013-2017)	god (2014-2023)
Kvicksilver	uppnår ej god (2013)	uppnår ej god (2022)
Nickel	god (2016)	god (2014-2023)
Fluoranten		god (2022)
Hexabromcyklodekaner, HBCDD	god (2013)	god (2022)
Perfluoroktansulfonsyra, PFOS	god (2013)	uppnår ej god (2022)
Tributyltenn, TBT	god	uppnår ej god (2022)

De statusbedömningar som görs i denna utredning, baserade på ett utökat och uppdaterat dataunderlag, är generellt sett samstämmiga med

Vattenmyndighetens klassning (Tabell 3, ovan). Översikten kompletterades med klassificering av status för fisk, bottenfauna, utökad bedömning av näringspåverkan för växtplankton samt status för arsenik och ammoniak. Ältasjön bedöms ha dålig status vad gäller näringspåverkan på sjöns fisksamhälle (Lindqvist 2023). Bottenfauna indikerar dålig status för de djupare bottarna och god status i strandzonen/litoralen (Medins 2023). Arsenik bedöms ha god status, efter hänsyn till bakgrundshalt. Ammoniak förekommer för flertalet år i årsmedelhalter över gränsvärdet och bedöms ha måttlig status.

Sammantaget visar utfallet av klassificeringen att Ältasjön har förhöjda fosfor- och kvävehalter och att ekosystemet är tydligt präglad av övergödning, sett till såväl växtplankton, fisk, bottenfauna och vattenvegetation. Ältasjöns miljögiftsproblematik förefaller mindre uttalad. De ämnen som inte uppnår god status ligger nära gränsvärdet (TBT) eller har uppmätts i halter som är de lägsta eller bland de lägsta i jämförelse med ett 15-tal sjöar i närregionen, samt ligger under nationella medelvärden för svenska sjöar. Det senare gäller PBDE, PFOS och kvicksilver i fisk.

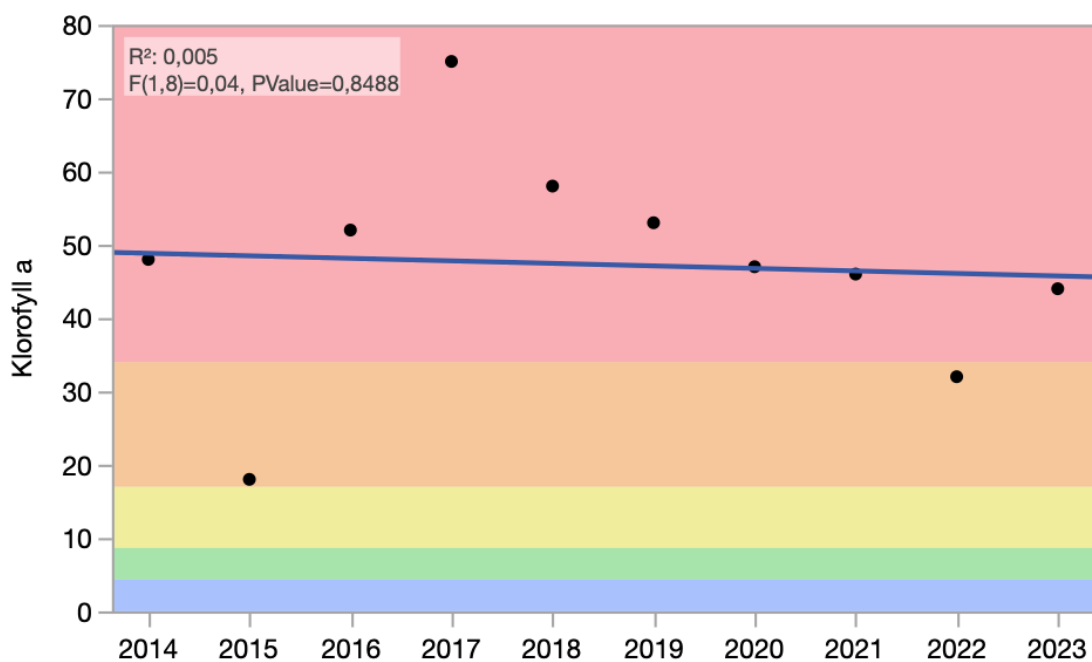
I nedanstående avsnitt redovisas detaljer kring statusklassificering av kvalitetsfaktorer/parametrar med särskild tyngd för bedömning av näringsämnespåverkan och/eller åtgärder i själva sjön. Här redovisas också en sammanfattning av kemisk status.

Växtplankton

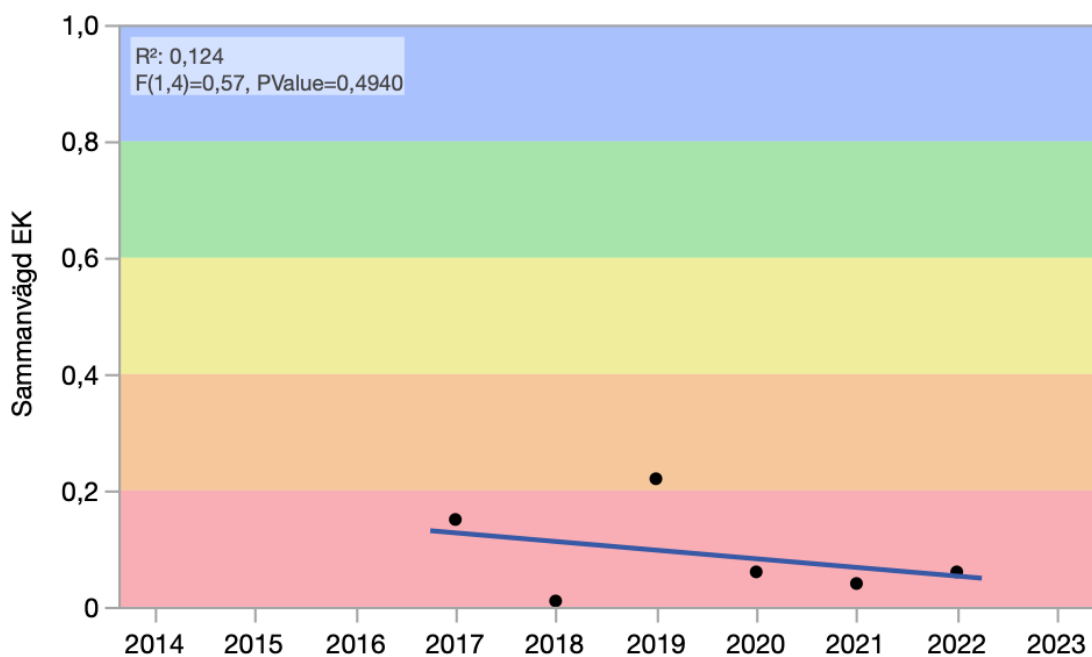
Vattenmyndigheten bedömer att Ältasjön har dålig status avseende näringsämnespåverkan för växtplankton (VISS 2019-05-07). Bedömningen baseras på en klorofyllhalt av i medeltal 46,8 µg/l och ett referensvärde av 2,7 µg/l. Mätdata avser ytvatten (0-2 m) i augusti (2013-2017). Utfallet av klassningen kan betraktas som säker i förhållande till gränsen mellan god och måttlig status.

Även i denna utredning bedömdes status vara dålig avseende växtplankton. Bedömningen baseras på klorofyllhalter, samt på en sammanvägning av totalbiomassa (mängd), klorofyllhalt och planktontrofiskt index (PTI) i enlighet med gällande föreskrift (HVMFS 2019:25). Mätdata avser ytvatten (0-2 m) i augusti. För klorofyll baseras bedömningen på data från den senaste tioårsperioden (2014-2023). Den utökade bedömningen omfattar den period då växtplanktonanalys utförts (2017-2022). Ältasjöns klorofyllhalter visas nedan för den senaste tioårsperioden (2014–2023) mot bakgrund av intervall för statusklasser (Figur 2). Halterna ligger någorlunda samlade kring 50 µg/l, undantaget 2017 och 2015 då halten var ovanligt hög respektive ovanligt låg, för Ältasjön betraktat. Ingen trend kunde beläggas i haltutvecklingen den

senaste tioårsperioden ($p > 0,05$). Den sammanvägda bedömningen visar på dålig status, undantaget 2019 då status bedömdes vara otillfredsställande (Figur 3).



Figur 2. Klorofyllhalt ($\mu\text{g/l}$) i Ältasjön, ytvatten (0-2 m) i augusti 2014–2023. Data visas mot bakgrund av intervall för de fem statusklasserna (referensvärde $2,7 \mu\text{g/l}$, gränsvärde $8,6 \mu\text{g/l}$).



Figur 3. Sammanvägd status för växtplankton (ekologisk kvalitetskvot, EK) i Ältasjön, ytvatten (0-2 m) i augusti 2014–2023. Data visas mot bakgrund av intervall för de fem statusklasserna.

Bottenfauna

Bottenfaunaundersökningar i oktober 2023 omfattade strandzonen/litoralerna och de centrala, djupare delarna av sjön (Medins 2023). Litoralbottenfaunan var måttligt artrik (26 taxa) och dominerades av dagsländor. Ribbskivsnäcka som noterades i strandzonen är nationellt sett ovanlig men tämligen vanligt förekommande i den kalkrika mälarenregionen. Med stöd av ASPT-index bedömdes bottenfaunasamhället i litoralerna ha god status vad gäller näringspåverkan.

Ältasjön saknar djupbottnar i egentlig mening och de prover som år 2023 togs i sjöns centrala del (4,4 m) representerar sublitoral snarare än profundal. Trots att proverna togs på ringa djup var bottenfaunan artfattig (4 taxa) och dominerades av taxa som är mycket tåliga mot hög näringsbelastning och syrgasbrist. Bedömningsindex (BQI) indikerade otillfredsställande näringsstatus, men en utökad expertbedömning, utförd av Medins havs- och vattenkonsulter, pekar på dålig status.

Vid bottenfaunaundersökningar år 2011 var litoralbottenfaunan artrik (46 taxa) och karakteriserades av fåborstmaskar, slamdagsländor och fjädermyggor (Arvidsson m.fl. 2011). Fynd gjordes av ribbskivsnäcka och flat kamgälsnäcka som är nationellt ovanliga men allmänna i mälarenregionen. ASPT-index indikerade hög status, men faunan klassificerades genom expertbedömning till god status. På de djupare bottenarna var faunan i likhet med år 2023 artfattig (3 taxa) och övergödningspräglad. Bedömningsindex (BQI) indikerade otillfredsställande näringsstatus.

En jämförelse mellan de båda undersökningarna tyder på att litoralfaunan blivit mindre artrik, och visar ingen egentlig förändring för de djupare bottenarna.

Fisk

Vid standardiserat provfiske i Ältasjön i augusti 2023 fångades sammanlagt tio arter; abborre, björkna, braxen, gärs, gädda, gös, löja, mört, sarv, sutare (Lindqvist 2023). Antalsmässigt dominerade mört (59%) följt av abborre (29%). Sett till biomassa var sammansättningen något mer mångformig, med mört (31%), abborre (23%) och björkna/braxen (21%) som tongivande arter. Abborrbeståndet karakteriserades av små individer där andelen större abborrar (>180 mm) stod för blygsamma 4 procent av totalantalet. Andelen helt eller delvis fiskätande abborrfiskar (inkluderat gös) uppgick till en jämförelsevis liten del (24%) av totala biomassan. Ältasjön bedöms med ledning av Eindex ha dålig status vad gäller näringspåverkan på sjöns fisksamhälle (Lindqvist 2023).

Ältasjön har provfiskats vid ett stort antal tillfällen under 2000-talet och vanligen genom inventeringsfiske med högst 8 ansträngningar (nätnätter). I jämförelse med resultat från det standardiserade provfiske som genomfördes år 1996 (provfiskedatabasen NORIS, SLU) var fångsten år 2023 någorlunda likartad både vad gäller arter, antal och biomassa. Vid det senaste fisket var mörtens dominans mindre uttalad än 1996, och andelen större abborrar hade minskat. En påtaglig skillnad var också att gös som inte fångades alls år 1996 nu stod för en betydande del av biomassan. Samtliga index som svarar på övergödning uppvisade en försämring från 1996 till 2023 (Lindqvist 2023).

Makrofyter

Då Ältasjöns vattenvegetation senast inventerades, i september 2016, noterades 11 arter, övervattensvegetation undantaget (Ekologigruppen 2017). Baserat på förekomst i de åtta transekter som inventerades var hornsärv vanligast, följt av axslinga och gul näckros. Vid tidigare inventeringar, 2014 och 2015, noterades 12-13 arter, och karaktärsarterna var desamma som 2016 (Ekologigruppen 2017). År 2015 var även sjönäckmossa och kransalgen skörsträfsse relativt vanliga. Uppgifter om arternas förekomstdjup saknas från samtliga dessa tre undersökningar. Vid inventeringar år 2011 påträffades 18 arter med axslinga och hornsärv som vanligast förekommande, följt av gul näckros (Arvidsson m.fl. 2011). Djupast förekommande art var hornsärv på 3,1 m, och nästan lika djupt, på 2,8 m, hittades axslinga och sjönäckmossa. Vattenpest som observerades år 2011 och 2014 återfanns inte 2015 och 2016. Vid den senaste inventeringen, år 2016, påträffades istället släktingen smal vattenpest. Båda dessa främmande arter förekom mycket sparsamt. Två rödlistade vattenväxter har noterats i Ältasjön, nämligen uddnate år 2011 (möjlig hybrid) samt bandnate år 2016. Båda arterna är rödlistade som nära hotade (NT).

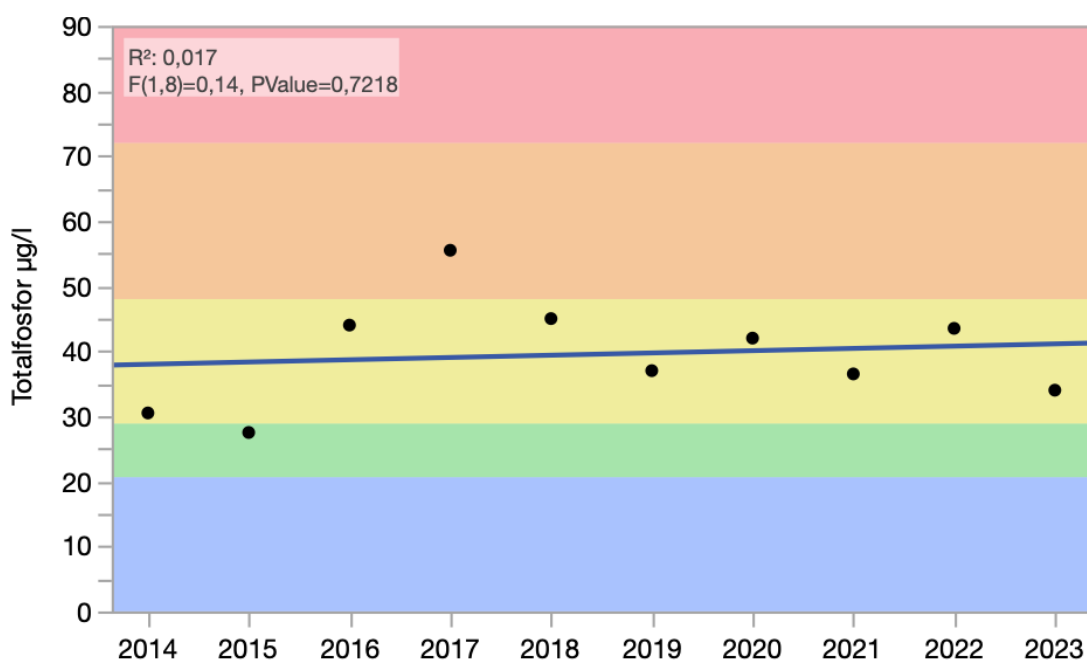
Av undersökningarna att döma blev hornsärv än mer vanligt förekommande i Ältasjön från 2011 till 2016, och sjön tycks också ha blivit mindre artrik jämfört med inventeringen 2011. Uppgifter om arternas förekomstdjup saknas från de senaste tre inventeringarna (2014-2016), och det är därför inte möjligt att säga något om florans förändringar i djupled. Samtliga inventeringar pekar på måttlig status, baserat på makrofytindex TMI. Nämnvärt är att utfall till denna statusklass ofta inte ger någon rättvisande bild av status, och att bedömningen därför inte ges någon särskild tyngd.

Totalfosfor

Vattenmyndigheten bedömer att Ältasjön har måttlig status avseende näringsämnen (VISS 2019-05-07). Bedömningen baseras på en totalfosforhalt av i medeltal 39 µg/l och ett referensvärde av 14,4 µg/l. Mätdata avser ytvatten (0,5-2 m) i augusti (2013-2017). Utfallet av klassningen kan betraktas som säker.

Även i denna utredning bedömdes status vara måttlig avseende näringsämnen. Bedömningen baseras på samma referensvärde som tillämpas av Vattenmyndigheten (14,4 µg/l, gränsvärde 28,8 µg/l). Ältasjöns totalfosforhalter visas nedan för den senaste tioårsperioden (augusti, 2014–2023) mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt myndighetens referensvärde (Figur 4). Fosforhalterna har vanligen legat på en nivå motsvarande måttlig status. Vid ett mättillfälle, år 2017, var fosforhalten kraftigt förhöjd och låg på en nivå motsvarande otillfredsställande status. År 2015 var halten ovanligt låg och strax under gränsen för god status. Ingen trend kunde beläggas i haltutvecklingen den senaste tioårsperioden ($p > 0,05$).

Nämnvärt är att dataunderlag i form av alkalinitetsvärden saknas för beräkning av referensvärde enligt gängse metodik. Det referensvärde som tillämpas av Vattenmyndigheten baserar sig på äldre alkalinitetsdata.

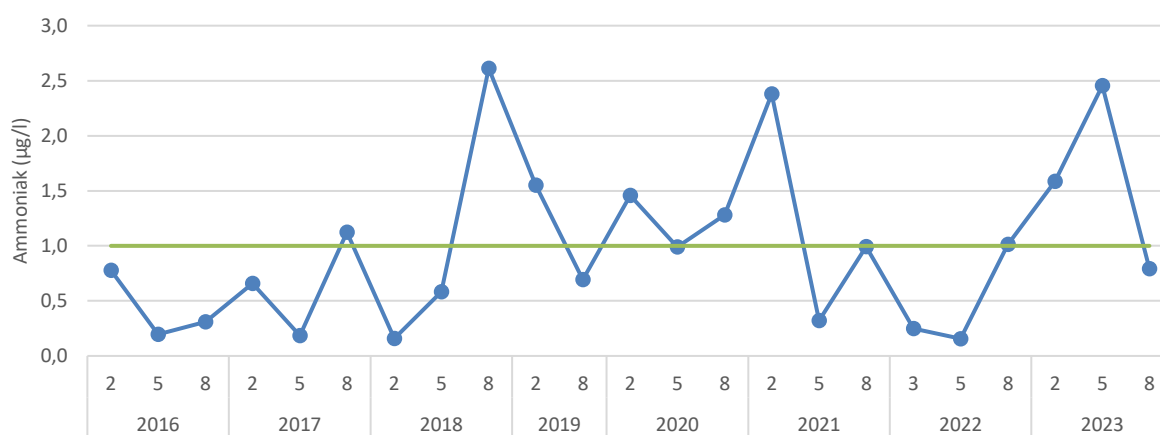


Figur 4. Totalfosforhalt (µg/l) i Ältasjön, ytvatten (0,5-2 m) i augusti 2014–2023. Data visas mot bakgrund av intervall för de fem statusklasserna (referensvärde 14,4 µg/l, gränsvärde 28,8 µg/l).

Ammoniak

Kvävehalter ligger som regel inte till grund för klassificering av ekologisk status i sjöar. Ammoniak är vid förhöjda halter toxiskt för fisk och andra vattenlevande organismer och räknas till de särskilda förorenande ämnen (SFÄ) som klassificeras under ekologisk status. Vattenmyndigheten redovisar inte någon bedömning av ammoniak (VISS 2019-05-07).

Ammoniak står i jämvikt med ammonium i en balans som främst regleras av temperatur och pH. Underlag för beräkning av ammoniakhalter finns för ytvatten 2016-2023. Ammoniakhalterna i Ältasjöns ytvatten har vid flera tillfällen legat på en nivå som överskrider vattenförvaltningens gränsvärde för årsmedelhalt (1,0 µg/l; Figur 5). Medelvärden beräknade på årens tre provtagningstillfällen indikerar att gränsvärdet överskridits för flertalet av åren (2018-2021, 2023), något som föranleder bedömning till måttlig status. Gränsvärdet för maximalt tillåten koncentration (6,8 µg/l) överskreds inte vid något tillfälle. Förhöjda ammoniakhalter har förekommit samtliga provtagningsmånader. Vintertid kopplas de förhöjda ammoniakhalterna främst till höga halter ammoniumkväve (150-420 µg/l), i sin tur en effekt av kvävefrisättning från bottenarna i samband med nedbrytningsprocesser i sedimentet, och sommartid främst till höga pH-värden (8,6-9,0), kopplat till intensiv fotosyntesaktivitet. I maj 2023 var halterna förhöjda som en följd av både förhöjd ammoniumhalt och högt pH.



Figur 5. Ammoniak-kvävehalt (µg/l) i Ältasjöns ytvatten (0,5 m), 2016-2023. Gränsvärde (grön linje, 1,0 µg/l) avser årsmedelhalt enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMFS 2019:25). Årsmedelhalter över gränsvärdet innebär måttlig ekologisk status.

Kemisk status

Ältasjöns miljögiftsproblematik förefaller mindre uttalad än problem relaterade till övergödning. De ämnen som uppmätts i halter över gällande miljö kvalitetsnormer, och således inte uppnår god kemisk status, är

bromerad difenyleter (PBDE), kvicksilver, perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och tributyltenn (TBT). PBDE och kvicksilver uppmättes senast år 2022 i halter över de gränsvärden som gäller fisk (biota). Halterna var dock de lägsta eller bland de lägsta i jämförelse med ett 15-tal sjöar i närregionen (Miljöbarometern Stockholm), och ligger under nationella medelvärden för svenska sjöar (opublicerad data, Magnus Karlsson, IVL). För kvicksilver överskred uppmätt halt i fisk (23 µg/kg) endast med liten marginal gällande gränsvärde (20 µg/kg). Detsamma gäller uppmätta och till kolhalt normaliserade halter av TBT i Ältasjöns sediment år 2022 (1,7 mg/kg TS) i relation till miljö kvalitetsnorm (1,6 mg/kg TS). För PFOS låg halterna i fisk år 2022 (2,2 µg/kg) med mycket god marginal under gällande gränsvärde (9,1 µg/kg) (Miljöbarometern Stockholm). Medelhalter i vatten år 2023 (1,8 ng/l, Miljöförvaltningen, Stockholms stad) överskred dock beslutad miljö kvalitetsnorm för årsmedelhalt (0,65 ng/l), vilket innebär att god kemisk status inte uppnås. Även i detta fall var halten bland de lägsta i jämförelse med ett 15-tal sjöar i närområdet (Miljöbarometern Stockholm). PFOS-halterna i vatten låg vid samtliga tillfällen långt under gränsvärdet för maximalt tillåten koncentration (36 µg/).

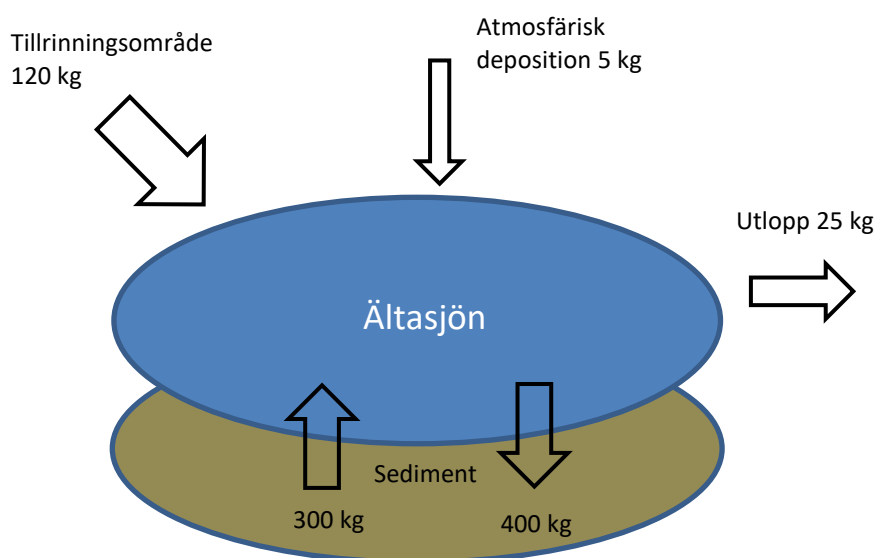
Fosforbudget

I detta avsnitt presenteras en beskrivning och kvantifiering av fosforflöden till och från Ältasjön. Fosforbudgeten upprättades som underlag för bedömning av beting och åtgärdsförslag, samt i syfte att ge en bild av belastningssituationen och en förståelse för vad som styr sjöns fosforhalter. Budgeten omfattar kvantifiering och beskrivning av såväl externa källor som interna. Interbelastningen utgörs av den fosfor som frisätts till vattenmassan från sjöns botten.

En översikt över Ältasjöns fosforbudget visas nedan (Figur 6). Schablonberäkningar indikerar att fosforbelastningen från Ältasjöns omgivande marker - dess tillrinningsområde - uppgår till 122 kg/år (WRS 2023, omräknat till flödesförhållanden 2014-2022). Ytterligare 5 kg/år tillkommer genom atmosfärisk deposition på sjöytan (SMHI, SMED). Den externa fosforbelastningen beräknas därmed till 127 kg/år. Fosforexporten via utloppet beräknas till i snitt 24 kg/år. Mätdata för utloppet saknas och uppgiften har inom denna utredning beräknats baserat på fosforhalter i sjöns ytvatten (2014-2022). Beräkningarna indikerar sammantaget att cirka 100 kg fosfor, motsvarande drygt 80 procent av den externa tillförseln, årligen fastläggs i sjöns botten. Beräkningar baserade på

mätdata år 2014-2022 indikerar att den interna fosforbelastningen, fosforläckaget från Ältasjöns sediment till dess vattenmassa, uppgår till i storleksordningen 300 kg/år. Det innebär att det årligen sker en initial fastläggning av 400 kg fosfor till bottenarna varav huvuddelen återcirkuleras till vattenmassan och där bidrar till att upprätthålla övergödningssituationen. Fosforbudgeten visar att den allra största fosforkällan till vattenmassan inte är extern, utan härrör från Ältasjöns bottenar från vilka ett omfattande fosforläckage sker.

Osäkerheter i budgeten kan kopplas till osäkerheter i den schablonberäknade nettotillförseln, samt till beräkningar av den interna fosforbelastningen. I nedanstående avsnitt lämnas mer detaljerad information om fosforflöden via de olika källorna.



Figur 6. Översiktlig fosforbudget för Ältasjön enligt schablonberäkningar för tillrinningsområde (WRS 2023), atmosfärisk deposition (SMHI, SMED) samt beräkningar av export och intern fosforbelastning baserat på mätdata år 2014-2023. Mängderna har avrundats något.

Extern fosforbelastning

Fosforbelastningen från Ältasjöns tillrinningsområde beräknades inom ramen för denna utredning till 190 ± 56 kg/år med urban markanvändning som helt dominerande källa (91%) (WRS AB 2023, Bilaga 1). Beräkningen inkluderar en bakgrundsbelastning/naturlig belastning på 24 ± 7 kg/år (13%). Efter hänsyn till retention i befintliga reningsanläggningar beräknas den årliga fosfortillförseln uppgå till 150 ± 60 kg/år. Med hänsyn till osäkerheter i indata och beräkningsverktyget StormTac presenteras beräknade fosformängder med osäkerhetsintervall (WRS AB 2023, Bilaga 1).

WRS beräkningar utfördes med hjälp av StormTac och baserade sig på normalflöde perioden 1991-2020. Efter omräkning till de flödesförhållanden som rådde 2014-2022 (SMHI) uppgår nettobelastningen till i snitt 122 kg/år, med den minsta tillförseln 2016 (90 kg) och den största 2015 (173 kg). Utöver belastning från tillrinningsområdet tillkommer ett tillskott genom fosfornedfall direkt till sjöns vattenyta. Bidraget via atmosfärisk deposition beräknas till 3-7 kg/år (SMED/PLC6.5, SMHI), något som ger en total extern tillförsel av i medeltal 127 kg/år för aktuell period (2014-2022). Denna nettobelastning utgör underlag för den fosforbudget som upprättats ovan.

Som jämförelse anger SMHI bruttobelastningen till 118 kg/år, inklusive en bakgrundsbelastning på 13 kg/år (11%) (S-HYPE, 2010-2021). SMED anger en bruttobelastning på ungefär samma nivå, 106 kg/år, men en större bakgrundsbelastning (32 kg/år, 30%) (PLC6.5, år 1994-2013). Båda beräkningsunderlagen pekar ut urban markanvändning som helt dominerande källa (85-89%). Nämnvärt är att de uppgifter som framtagits inom SMED utgör underlag för Vattenmyndighetens beräkningar av förbättringsbehov avseende fosfor.

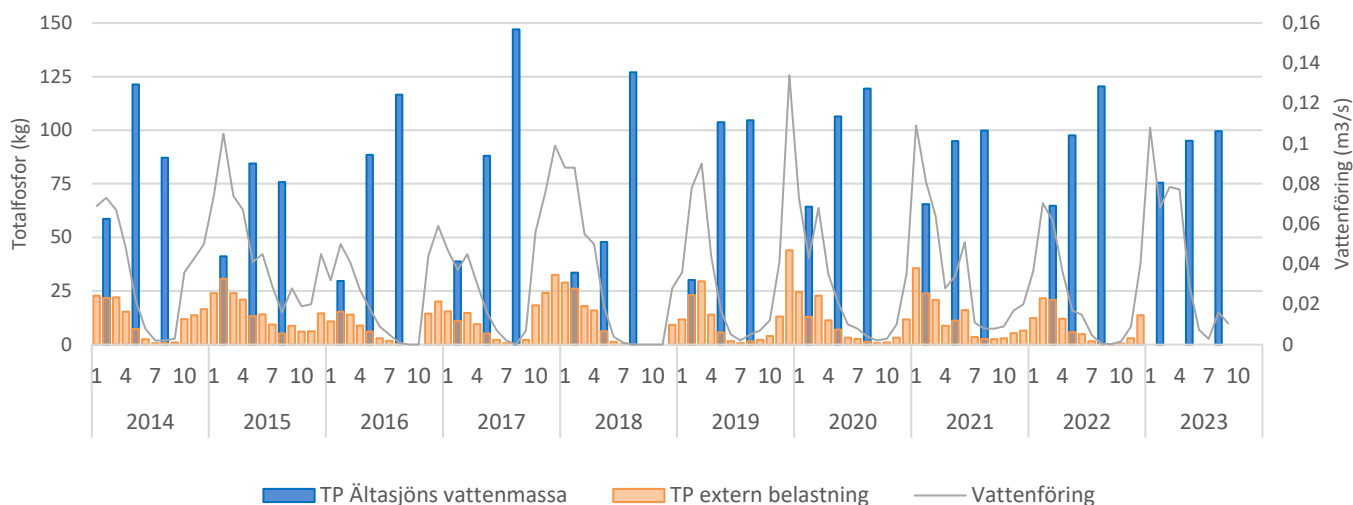
Intern fosforbelastning

Delar av den fosfor som tillförs en sjö fastläggs i bottenarna och sjön kommer därmed att fungera som en näringsfälla. I sjöar som under längre tid belastats av förhöjda fosformängder till följd av antropogen påverkan, försämras sedimentens förmåga till fosforretention. Det innebär att en mindre andel av den fosfor som sedimenterar till bottenarna kommer begravas permanent, och en större andel återcirkuleras till vattenmassan. Den fosfor som frisätts från sedimenten kallas mobil fosfor eller läckagebenägen fosfor, och den återcirkulerade fosformängden representerar den så kallade interna fosforbelastningen. Att totalfosforhalterna i sjöns ytvatten mer än fördubblas från vinter (17 µg/l) till sommar (40 µg/l) är en tydlig indikation på förhöjd internbelastning.

Beräkningar baserade på mätdata för den senaste tioårsperioden (2014-2023) visar att fosforläckaget från Ältasjöns botten är omfattande och styrande för sjöns fosforhalter under sommaren. Att så är fallet illustreras av beräknade fosformängder i sjöns vattenmassa, kontra de mängder som importerats via tillrinningsområde och genom atmosfärisk deposition (Figur 7, nästa sida).

Internbelastningens betydelse för sjöns fosforhalter framgår tydligt då exempelvis perioden februari till augusti 2017 betraktas. Mellan dessa mättillfällen tillfördes 36 kg fosfor från sjöns tillrinningsområde, och 7 kg exporterades via utloppet. Den blygsamma nettotillförseln (29 kg) till trots

ökade fosformängden i vattenmassan med hela 108 kg, något som indikerar en internbelastning (netto) kring 80 kg.



Figur 7. Fosformängder i Ältasjöns vattenmassa (kg), extern fosfortillförsel (kg) samt vattenföring (m³/s, SMHI S-HYPE), 2014-2023. Importerade fosformängder 2023 kan inte anges eftersom flödesdata för året inte var komplett då rapporten sammanställdes.

Eftersom fosformängden i vattenmassan även är en funktion av hur mycket fosfor som sedimenterar till bottenarna speglar mängden ovan sannolikt inte hela fosforfrisättningen från sedimenten. En omfattande utsedimentation, av främst växtplankton, riskerar att maskera delar av sedimentläckaget, och bruttointernbelastningen måste alltså beräknas med hänsyn till detta. Utsedimenterade fosformängder skattades genom att utgå från perioder då nettointernbelastningen var negativ, det vill säga då sedimentationen av fosfor till bottenarna var större än läckaget. Ett exempel på en sådan period är den till nästa mättillfälle, alltså mellan augusti 2017 och februari 2018. Under denna period tillfördes 127 kg fosfor från sjöns tillrinningsområde, och 33 kg exporterades. Trots en nettotillförsel på 94 kg minskade fosformängden i vattenmassan med 113 kg, något som indikerar en utsedimentation på drygt 200 kg. Med utgångspunkt i den högsta sedimentationstakten och beräknade nettointernbelastningar enligt principen ovan skattades Ältasjöns bruttointernbelastning till i snitt 320 kg/år, och till maximalt 460 kg/år (2016 och 2017). Även om uppgifterna är behäftade med stora osäkerheter visar beräkningen att den interna fosforbelastningen är större än den externa tillförseln, och helt avgörande för Ältasjöns fosforhalter under vår och sommar. Stöd för en omfattande internbelastning ges av att sedimentundersökningar år 2022 visar på stora mängder läckagebenägen fosfor i Ältasjöns bottenar (5 ton, Sjöberg m.fl. 2023).

Fosforexport

Ältasjöns utlopp saknar mätstation och de fosformängder som exporteras nedströms kan därför inte beräknas baserat på uppmätta halter. Fosforexporten skattades istället med utgångspunkt i ytvattenhalter (0,5 m) i sjön den senaste tioårsperioden (2014-2023). Beräkningen baserades på totalfosforhalter från de tre provtagningar som genomförts årligen, samt med interpolering av halter mellan mättillfällena. Månadsflöden för Ältasjöns utlopp hämtades från SMHI. Beräkningen pekar på en fosforexport av i medeltal 24 kg/år, med den lägsta mängden (15 kg/år) 2016 och den högsta (33 kg/år) 2017.

En fosforexport av samma storlek, 25 kg/år, anges av SMHI (TNW, S-HYPE, år 2010-2021). De utgående mängder som anges av SMED är högre, nämligen 44 kg/år (netto, PLC6.5).

Vad styr fosforhalterna i Ältasjön?

I syfte att öka förståelsen för hur olika fosforkällor påverkar Ältasjöns näringsstatus förs i detta avsnitt ett resonemang om vad som kan väntas styrande för fosforhalterna i sjöns vattenmassa. Som underlag användes vattenkemiska mätdata från den senaste tioårsperioden (2014-2023) och den fosforbudget som upprättats enligt ovan.

Den största fosforpåverkan från Ältasjöns tillrinningsområde sker i samband med hög markavrinning, det vill säga vid kraftigt och/eller långvarigt regn eller snösmältning. Den huvudsakliga externa fosforbelastningen, drygt 80 procent, äger därmed normalt rum perioden november-april. Under övriga delar av året är fosfortillförseln liten från omgivande markområden. Den externa tillförseln kan väntas ha en direkt påverkan på fosforhalterna i sjöns ytvatten. Belastningen utgörs av olika fosforformer varav vissa blir växttillgängliga först med tiden, och andra är inerta och överhuvudtaget inte kommer att bidra till Ältasjöns primärproduktion. Mätdata tyder på att huvuddelen (ca 80%) av den fosfor som tillförs sjön från omgivande marker sedimenterar ut till bottenarna, och att en mindre andel lämnar sjön via utloppet. Fosforhalterna i Ältasjön är lägst under vintern, i medeltal 17 µg/l 2014-2023, trots att den externa belastningen då är som störst.

Den interna fosforpåverkan, i form av fosforläckage från sediment till vattenmassa, är som mest uttalad under vår och sommar då bottenvattnet

är förhållandevis varmt. Med högre temperatur ökar nedbrytningstakten i sedimenten vilket medför att den i Ältasjön till stora delar organiskt bundna fosfor frisätts. Att internbelastningen är avgörande för sjöns övergödningssituation framgår tydligt av att fosforhalterna i vattenmassan är allra högst under sommaren, i medeltal 40 µg/l 2014-2023, då den externa tillförseln är minst, och vice versa. Initialt leder fosforläckaget till förhöjda fosforhalter i bottenvattnet, men eftersom Ältasjön är grund och polymiktisk (omblandas ofta) får påverkan snabbt genomslag även i ytvattnet. Eftersom järnbunden fosfor förekommer i ovanligt låga halter i Ältasjöns sediment väntas ingen betydande fosforfrisättning från bottenarna i samband med syrgasbrist, något som styrks av mätdata från islagda perioder. Den kalla årstiden är påverkan genom internbelastning alltså liten. Den interna fosforbelastningen utgörs av fosfat, en fosforform som är helt och direkt tillgänglig för upptag av fotosyntetiserande organismer (växtplankton, trådalger, vattenväxter), detta till skillnad från den fosfor som tillförs från tillrinningsområdet och som till stor del är inert.

Acceptabel fosforbelastning enligt modellberäkning

Den acceptabla externa fosforbelastningen till Ältasjön skattades genom modellberäkning till 100-125 kg/år. Det motsvarar i genomsnitt en högsta inkommande fosforhalt av cirka 65-80 µg/l. Beräkningarna baserades på vattnets teoretiska omsättningstid i sjön (ca 1,8 år), tillrinning (1,5 Mm³/år) och gränsvärdet mellan måttlig och god status (29 µg P/l) enligt det referensvärde som anges av Vattenmyndigheten (källa: VISS). Om den externa fosforbelastningen ligger vid denna nivå, eller lägre, ges Ältasjön enligt modelleringen förutsättningar att uppnå och upprätthålla god ekologisk status. Bedömningen bör ses som osäker.

Betydande fosforpåverkan och åtgärdsutrymme

Gränsen för betydande fosforpåverkan till Ältasjön går vid en extern fosforbelastning av 58 kg/år sett till det lokala avrinningsområdet. Skattningen baserar sig på att den sammanlagda externa fosforbelastningen till sjöar kan uppgå till högst 1,8 gånger bakgrundsbelastningen innan belastningen anses betydande, enligt Vattenmyndighetens definitioner (Gyllström & Peterson 2020). Bedömningen baseras på bakgrundsbelastning enligt SMED (32 kg/år). Med en beräknad total fosforbelastning av 106 kg/år, enligt samma underlag, ger det ett åtgärdsutrymme av 48 kg/år, motsvarande 45 procent av belastningen. Bedömningen utgår från samma underlag som används av Vattenmyndigheten (SMED/PLC6.5). De bruttobelastningar som tagits fram av WRS inom denna utredning ger ett gränsvärde på 43 kg/år och ett åtgärdsutrymme på hela 146 kg/år, motsvarande 77 procent av belastningen. Beräkningarna indikerar att det åtgärder motsvarande 45-77 procent av den externa fosforbelastningen skulle kunna ses som motiverade om god näringsstatus inte uppnås. Så omfattande åtgärdsbehov ter sig helt orimliga (se avsnittet *Förbättringsbehov för fosfor* nedan).

Förbättringsbehov för fosfor

Övergödning identifieras som miljöproblem för Ältasjön baserat på att växtplankton (klorofyll) och näringsämnen (fosfor) inte uppnår god status. Fosfor är det näringsämne som generellt styr primärproduktionen i sjöar. Antropogen fosforpåverkan kan leda till förhöjda fosforhalter (eutrofiering) och som en effekt av detta övergödning relaterad problematik, så som syrgasbrist och förändrade djur- och växtsamhällen. Förbättringsbehovet för fosfor anger hur mycket fosforbelastningen måste minska för att sjön ska ges förutsättning att uppnå god status.

Externt förbättringsbehov

Förbättringsbehovet för fosfor kan skattas baserat på uppmätta halter i relation till gränsvärdet för god status. Skillnaden mellan medelhalten för totalfosfor sommartid den senaste tioårsperioden 2014-2023 (38,8 µg/l)

och gränsvärdet mellan god och måttlig status (28,8 µg/l) ger ett beting på 25 procent. Ett beting av samma omfattning, 24 procent, ges även av medelhalten de senaste tre åren (37,8 µg/l, 2021-2023). Förbättringsbehovet motsvarar 30-32 kg/år, baserat på den totala externa belastning på 127 kg/år som beräknats för motsvarande period (WRS 2023, Bilaga 1) samt med hänsyn till atmosfärisk deposition. Som framgår av ovanstående avsnitt (*Fosforbudget*) styrs sommarens fosforhalter främst av fosforläckage från bottnarna, och kopplingen till den externa fosforbelastningen är svag. I syfte att finna en rimlig nivå för åtgärder förs därför resonemanget om beting även utifrån andra utgångspunkter.

En bedömning som baserar sig på skillnaden mellan modellberäknad acceptabel belastning, 100-125 kg/år enligt ovan, och nuvarande extern belastning, 155 kg/år baserat på en normalflödesperiod (1991-2020), indikerar ett externt beting på 30-55 kg/år, motsvarande 20-35 procent. Om den externa fosforbelastningen skulle ligga i den nedre delen av det spann som anges av WRS, 90-210 kg/år, föreligger inget beting. Är belastningen däremot högre är betinget betydligt större. Den acceptabla fosforbelastning som beräknats förutsätter att sjön är i balans, och att intern fosforbelastning inte förekommer annat än i begränsad omfattning. Så är inte fallet i Ältasjön, där fosforläckaget från bottnarna tvärtom är betydande. I en sådan situation krävs åtgärder för att reducera den interna fosforbelastningen om förutsättningar för god status ska skapas.

Baserat på gränsen för betydande fosforpåverkan är det totala utrymmet för externa åtgärder mycket omfattande, nämligen 45-75 procent av den externa bruttobelastningen. Vid fosforbelastningar lägre än denna gräns anses inte fosfor ha någon betydande påverkan på vattenförekomsten och dess ekologiska status. Beting som går längre än till detta tröskelvärde är därför normalt sett inte motiverade då de inte väntas ge någon tydlig effekt på status i det vatten som ska åtgärdas (Gyllström & Peterson 2020).

Sannolikt överskattar samtliga bedömningsmetoder det externa fosforbetinget. En starkt bidragande orsak till att betinget är svårt att skatta är att statusklassificeringen baseras på mätdata från sommaren då den interna fosforbelastningen får störst genomslag på halterna. Det innebär att kopplingen mellan näringsstatus och extern fosforbelastning är svag. Ytterligare orsaker till osäkerheter ligger i modellering och schablonberäknad externbelastning. Stöd för att behovet av extern fosforreduktion är litet eller kanske noll ges av att vattenmassans medelfosforhalt vinter och vår det senaste decenniet (26 µg/l) ligger under gränsvärdet för god status (29 µg/l); detta trots att data speglar den period då huvuddelen av den externa fosfor tillförs. Medelhalten motsvarar enligt modelleringen en årlig extern fosforbelastning av 94-113 kg, och motsvarar alltså fosforbelastningar i den nedre delen av det spann som beräknats (90-210 kg/år, WRS 2023).

Vattenmyndighetens senaste bedömning för Ältasjön omfattar ett förbättringsbehov på 8 kg/år (VISS, 2020-10-28). Betinget motsvarar 7 procent av den externbelastning som bedömningen baserar sig på (106 kg/år, SMED).

Vår bedömning är att det externa fosforbetinget är litet eller noll. Även om ingen direkt koppling mellan externbelastning och fosforhalter kan beläggas utifrån mätdata, är det sannolikt att den fosfor som tillförs från tillrinningsområdet delvis och på sikt bidrar till fosforpåverkan från bottarna. Av den anledningen är vår rekommendation att tänkbara kostnadseffektiva åtgärder för reducerad extern näringsbelastning genomförs.

Internt förbättringsbehov

Som framgår av ovanstående avsnitt (*Fosforbudget*) styrs Ältasjöns fosforhalter främst av fosforläckage från bottarna. Av detta framgår också att den interna fosforbelastningen måste minska om god näringsstatus ska uppnås.

Gränsvärdet för god status (29 µg/l) motsvarar en fosformängd i vattenmassan strax under 80 kg. Mätdata från vintern (februari/mars), innan internbelastningen sätter fart då temperaturen ökar vid bottarna under våren, visar för det senaste decenniet (2014-2023) på fosformängder kring i medeltal 50 kg. I snitt finns alltså utrymme för ett påslag av 30 kg från vinter till sommar om god näringsstatus ska uppnås.

Mellanårsvariationerna är dock stora vilket gör bedömningen osäker. En skattning av beting som baserar sig på den högsta fosformängd som beräknats för Ältasjöns vattenmassa under sommaren de senaste tio åren (147 kg, 2017) indikerar ett beting kring 70 kg (ca 45%).

Internbelastningen från februari till augusti samma år beräknas till 375 kg varav 80 kg utgör nettofrisättning. Mot denna bakgrund är vår rekommendation att interna åtgärder bör eftersträva att kraftigt minska fosforfrisättningen från sedimenten, så att den omfattande återcirkulationen av fosfor från sedimenten bryts. Det interna betinget, motsvarande den interna belastningen, ligger sannolikt kring i snitt 300 kg/år och överstiger således vida det externa (ca 0-10 kg/år).

Effekter av åtgärder för minskad intern fosforbelastning

Framgångsrika åtgärder mot intern fosforbelastning väntas leda till reducerade fosforhalter i Ältasjöns vattenmassa och därmed minskad växtplanktonproduktion och klarare vatten. Förbättrade ljusförhållanden ger förutsättningar för en ökad utbredning av vattenvegetation över större bottenytor, något som i sig väntas leda till ökad produktion av bottendjur, ökade värden för fisk och fågel och ytterligare minskad risk för kraftig algblomning. Ett klarare vatten väntas gynna abborre och gädda, men kan komma att missgynna gös som kan tänkas minska i förekomst. En ökad utbredning av undervattensvegetation kan möjligen upplevas som problematisk med hänsyn till bad, fiske och båtliv. Grunda och naturligt näringsrika sjöar utmärks vanligen av en undervattensvegetation med hög biologisk mångfald och stor utbredning. Åtgärder som återför den övergödningsdrabbade Ältasjön till ett mindre näringsrikt och mer naturligt tillstånd där sjön karakteriseras av en rik vattenvegetation, snarare än potentiellt toxiska algblomningar, bör vara önskvärda med hänsyn till både beslutade miljö kvalitetsnormer och rekreation.

Värda att nämna är möjliga men mindre sannolika effekter av en minskad övergödning på Ältasjöns kemiska status. Övergödning kan till viss del maskera miljögiftspåverkan genom biologisk utspädning. En återgång till ett mer naturligt och mindre övergött ekosystem skulle alltså kunna tänkas medföra högre miljögiftshalter i biota (plankton, bottenfauna, fisk), eftersom mängden miljögift då fördelas över en mindre biomassa. Exempelvis är kvicksilverhalten i fisk ofta högre i näringsfattiga sjöar än i näringsrika (Håkanson 1999). De miljögifter som i fisk från Ältasjön överskrider gällande gränsvärden är PBDE och kvicksilver som uppmätts i jämförelsevis låga halter, sannolikt främst kopplade till långväga luftburen spridning snarare än (möjliga men okända) lokala påverkanskällor. Även om halterna i fisk teoretiskt sett skulle komma att öka något till följd av minskad biologisk utspädning bedöms detta inte medföra försämrade möjligheter att uppnå god kemisk status, utifrån ett lokalt åtgärds perspektiv. Det är också ytterst osannolikt att åtgärder mot övergödning skulle medföra att den i nuläget förhållandevis låga kvicksilverhalten i fisk (23 µg/kg) skulle komma i närheten av gällande gränsvärde för saluföring av fisk för konsumtion (1000 µg/kg; EU-förordning 2023/915). Att inte vidta åtgärder mot övergödningen i Ältasjön är inte något alternativ om miljö kvalitetsnormen god ekologisk status skall kunna uppnås.

Åtgärdsförslag för minskad intern fosforbelastning

Utredningen visar att den interna fosforbelastningen till Ältasjön är kraftigt förhöjd och att åtgärder krävs för reducerad intern fosforbelastning om miljö kvalitetsnorm god ekologisk status 2027 ska uppnås. Åtskilliga restaureringsmetoder finns för att åtgärda intern fosforbelastning. Flera av metoderna har genom åren använts för att komma tillrätta med även andra miljöproblem, så som dåliga syrgasförhållanden och höga halter miljögifter. Åtgärderna omfattar metoder för att öka fastläggningen av fosfor i sedimentet genom tillsats av fosforbindande ämnen (aluminium, järn, kalcium, lantan) eller genom förbättrade syrgasförhållanden vid bottenarna (syresättning av bottenvatten, omblandning). Andra åtgärder inriktas mot bortförsel av fosforrika sediment (muddring) eller fosforrikt bottenvatten (avtappning av bottenvatten, utspädning). Ytterligare en åtgärd som tillämpats är så kallad biomanipulering där ett selektivt reduktionsfiske riktat mot karpfisk (braxen, björkna, mört) och/eller utsättning av rovfisk (gädda, abborre) kan ge positiva effekter på övergödningssymptom och på fosforhalterna i vattenmassan.

I nedanstående avsnitt presenteras ett antal metoder som kan vara tänkbara för åtgärd av Ältasjöns internbelastning.

Biomanipulering – reduktionsfiske

Biomanipulering innebär att man på olika sätt åstadkommer förändringar i ekosystemets näringsväv i syfte att återföra systemet till mer naturliga förhållanden. Biomanipulering har i decennier använts för att åtgärda övergödning och övergödningssymptom och har i många fall varit en framgångsrik metod (Naturvårdsverket 2008, Bernes m.fl. 2015). Metoden innebär vanligen ett selektivt reduktionsfiske riktat mot karpfisk (braxen, björkna, mört) och/eller utsättning av rovfisk (gädda, abborre).

Grundprincipen vid reduktionsfiske är att minska mängden djurplanktonätande fisk, något som väntas medföra ökad närvaro av betande djurplankton och därmed ett reducerat växtplanktonsamhälle. Positiva följd effekter är ett fiskesamhälle i balans, klarare vatten och en mer utbredd och artrik undervattensvegetation. En lyckad biomanipulering kan också medföra ett minskat näringsläckage från sedimenten, något som åtminstone delvis förklaras av att de översta fosforrika bottenlagren inte längre störs i samma utsträckning genom sedimentgrumling av födosökande fisk (bioturbation). I internbelastade sjöar som Ältasjön är det därför av särskild vikt att fisket riktas även mot fisk som födosöker vid botten, exempelvis braxen.

För att en biomanipulering ska lyckas krävs som regel att karpfiskbeståndet reduceras med cirka 80 procent under en tidsperiod av 1-3 år. I näringsrika sjöar kan det motsvara ett uttag kring 200 kg/ha. Om en mindre andel fisk än så tas upp och/eller om detta sker under en mer utdragen tidsperiod är det stor risk att biomanipuleringen inte fungerar. Anledningen till detta är att den kvarvarande karpfisken då kan fortsätta reproducera sig i en sådan omfattning att obalansen i ekosystemet kvarstår och de positiva effekter som eftersträvas uteblir. Invandring av fisk från närliggande sjöar kan också påverka möjligheterna till framgång. Metoden lämpar sig väl för vatten som domineras av djurplanktonätande och bottenlevande fisk, så som mört och braxen. Utsikterna att lyckas med biomanipulering är bättre i grunda sjöar där undervattensvegetation har förutsättningar till stor utbredning.

Fisket kan utföras med trålning, not och/eller bottengarn och ryssjor. Bifångst av rovfisk släpps tillbaka för att bidra till att minska dominansen av karpfisk. Reduktionsfiske kan utföras under större delen av året, men bör undvikas vid höga vattentemperaturer som kan leda till minskad överlevnad för rovfisk som ska återutsättas.

Framgångsrika reduktionsfisken kan ge positiva resultat på vattenkvalitet och ekosystem under tiden för utfiskning samt ett antal år därefter, och i gynnsamma fall upp till 10 år efter avslutad åtgärd. Åtgärden kan behöva upprepas med jämna mellanrum genom mindre omfattande underhållsfisken för att bibehålla effekten. Risken finns annars att vattenkvaliteten återgår till det läge som rådde innan åtgärd, till följd av nyrekrytering av karpfisk, omfattande läckage av sedimentfosfor eller alltför sparsamt förekommande vattenvegetation.

Kostnader för reduktionsfiske beräknas ligga i intervallet 700-2000 kr per kilo avskild fosfor (Havs- och vattenmyndigheten 2023). Om den fisk som avskiljs kan nyttjas som djurfoder, livsmedel eller biogasproduktion bidrar åtgärden till minskad klimatpåverkan. Koldioxidavtrycket per kilo fosfor beräknas till -24 kg (Havs- och vattenmyndigheten 2023).

Förutsättningar för Ältasjön

Att Ältasjöns fisksamhälle domineras av mört, björkna och braxen innebär goda grundförutsättningar för ett framgångsrikt reduktionsfiske. Sjön har ett antalsmässigt starkt abborrbestånd som karakteriseras av små individer, och tillväxten av dessa gynnas sannolikt av åtgärden. Om åtgärden lyckas och leder till ett klarare vatten är det tänkbart att gös missgynnas på bekostnad av abborre och gädda. Att sjön är grund ger goda förutsättningar för ett effektivt fiske, och innebär att makrofyter ges möjlighet att breda ut sig över stora delar av nu kala bottarna, något som är av vikt för att åtgärden ska ge varaktig effekt. Även den relativt långa omsättningstiden talar för en lyckad åtgärd. Provfiskeresultat från

nedströms liggande Söderbysjön 2011 visar att sjöns fisksamhälle domineras av abborre sett till både antal och biomassa (provfiskedatabasen NORS, SLU), något som innebär att risken för negativ påverkan genom massinvandring av karpfisk till Ältasjön torde vara liten. Ytterligare en faktor som talar för en framgångsrik åtgärd är att fosforhalterna i Ältasjön inte är extremt förhöjda, utan redan i nuläget ligger på en nivå relativt nära god ekologisk status. Ett reduktionsfiske väntas öka tillgången på rovfisk i Ältasjön, och bidra till bättre kondition hos fisken. På så vis stärks rekreativvärden kopplade till fiske.

Det finns en risk att de effekter som eftersträvas genom åtgärden uteblir. Så skulle kunna bli fallet om reduktionsfisket inte är tillräckligt effektivt, och möjligen också om de processer som driver frisättningen av fosfor till vattenmassan under sommaren av någon anledning är motståndskraftiga mot förändringar i näringsvävens struktur. Reduktionsfiske i Växjösjön, som sett till storlek (79 ha), medeldjup (3,9 m) och internbelastningspotential (2,1 mg P/m², dygn) liknar Ältasjön, gav en mycket tydlig reduktion i fosforhalt under sommaren (Hedrén 2018), något som ytterligare talar för att metoden skulle vara effektiv även i detta fall. Om fisket skulle leda till en alltför stor reduktion i karpfiskbestånd skulle det kunna medföra att rovfisk får svårt att hitta tillräcklig föda. Om reduktionsfisket utförs av erfarna entreprenörer bedöms denna risk vara mycket liten.

Genomförande och kostnad

Reduktionsfiske av Ältasjön under en treårsperiod (2024-2026) budgeteras av Klara Vatten Sverige AB till sammantaget 320 000 kr och inkluderar transporter för omhändertagande av fångst för biogasproduktion. Kostnaden avser reduktionsfiske med not under hösten och en beräknad fångst på 23 ton, motsvarande ca 300 kg/ha. Genom reduktionsfisket beräknas ca 170 kg fosfor och 575 kg kväve lyftas ur sjön, något som ger en kostnad på ca 1850 kr/kg fosfor. Genomförandet förutsätter att båtar, flottor och containers kan hanteras vid stranden. Kostnaden inkluderar två delrapporter och en slutrapport, samt ett informationsmöte på plats under fisket.

Aluminiumfällning

Aluminiumfällning som åtgärd för minskad internbelastning innebär att fosfor fastläggs till bottenarna genom tillsatts av aluminiumsaltlösning i vattenmassan eller genom injicering i sedimentet. Aluminium är inte redoxkänsligt och binder därför fosfor även vid syrgasfria förhållanden vilket gör fosforbindningen i sedimenten stabil. Fastläggning av fosfor med hjälp av aluminium är en frekvent använd åtgärds metod som för första gången dokumenterades i Långsjön (Huddinge) för drygt 50 år sedan (1968).

Vid behandling genom tillsats av aluminiumsalt till vattenmassan bildas ett aluminiummineral som flockulerar och sjunker mot botten. Då den sedimenterande flocken når botten bildas den ett kemiskt lock som fortsätter att binda den fosfat som frigörs i sedimenten. Vid sedimentinjicering tillsätts aluminiumlösningen 0-20 cm ner i botten och kommer där i direktkontakt med högre fosforkoncentrationer. En fördel med injiceringsmetoden är att aluminiumdosen kan anpassas efter variationer i mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten samt att dosen blir kvar på de botten där den tillsattes. Vid en fällning i vattenmassan riskerar flocken att flytta sig på grund av vindinducerade vattenrörelser. Injicering ger sannolikt också en än mer effektiv bindning i och med att flocken bildas i sedimentet och där har bättre förutsättningar till direkt bindning av löst fosfat.

Vid de tidiga behandlingarna var kunskapen om aluminiumdosering dålig och många sjöar behandlades med en för låg dos vilket medförde att sämre effekt, framförallt sett till åtgärdens varaktighet. Numera finns välfungerande metoder för att beräkna rätt aluminiumdos utifrån sedimentens förråd av läckagebenägen fosfor. Aluminium doseras på så vis att löst fosfor binds efterhand som fosfor mobiliseras från sedimenten. Hur långvarig effekten av behandlingen blir påverkas av faktorer som morfometri, aluminiumdos, pH, förråd av läckagebenägen sedimentfosfor och externbelastning (Agstam-Norlin mfl 2021). Genom rätt dosering bör åtgärden ha en obegränsad livslängd i och med att fastläggningen av fosfor är permanent (Huser mfl 2016, Rydin m. fl. 2000).

Åtgärd genom aluminiumbehandling har generellt varit framgångsrik i djupa stabilt skiktade sjöar, men gett lyckade resultat även i grunda polymiktiska sjöar liknande Ältasjön. Försöksverksamhet i Vallentunasjön indikerade att metoden eventuellt inte fungerar lika bra på grunda mjukbotten där organiskt bunden fosfor dominerar (Rydin & Lindqvist 2015). En tänkbar förklaring till att metoden eventuellt fungerar sämre i vissa grunda sjöar kan vara att biologiska processer som fotosyntes i plankton och/eller påväxtalger konkurrerar ut den kemiska adsorptionen av fosfat till det tillsatta aluminiumet, alternativt en ogynnsam miljö, där exempelvis ett högt pH värde (>9,5) till följd av intensiv fotosyntes ökar lösligheten av aluminiumflocken. En annan förklaring kan vara att det förbättrade ljusklimatet stimulerar planktonmigrationen från sedimentytan och därmed även fosfortransporten från botten till vattenmassa, vilket upplevs som att behandlingen inte har avsedd effekt. Om fosforomsättningen mellan sediment och vattenmassa till stor del sker via migrerande växtplankton finns också en generell osäkerhet kring åtgärdens effekt. Även om åtgärden resulterar i en effektiv inbindning av frisatt fosfat, är det i ett sådant läge möjligt att fosforhalterna även fortsatt kommer öka i vattenmassan under sommaren; detta om aluminiumbehandlingen inte kommer åt att binda den fosfor som är bunden till växtplankton. Om så skulle vara fallet kan följden bli en fortsatt stegring av vattenmassans fosforhalter under sommaren, om än till

något lägre nivå än innan åtgärd. Exempel på sådan utveckling finns både från länet, och från USA (personlig kommunikation, Brian Huser). Det är också tänkbart att den tillförda aluminiumdosen på sikt kommer binda in planktonassocierad fosfor, i takt med att växtplankton och bakterier bryts ner och fosfat frisätts, och att åtgärden därmed på sikt fullt ut får avsedd effekt. Uppföljande försök i den grunda Ullnasjön där den läckagebenägna fosfor precis som i Ältasjön i huvudsak är bunden till organiskt material visade att en aluminiumbehandling av allt att döma skulle ge en ökad fosforbindning i sedimentet och minskat fosforläckage till vattenmassan (Rydin & Lindqvist 2023). Undersökningen visar på en effektiv inbindning av fosfat i två steg, inledningsvis en snabb flockbildning av redan löst fosfor och därefter en långsammare ackumulering i takt med att ytterligare fosfat frisättes från sedimenten, något som visar att åtgärden var framgångsrik. En skillnad gentemot försöken i Vallentunasjön var att behandlingen av Ullnasjön utfördes med samma utrustning som används vid fullskaleåtgärd, samt i större provrutor. I grunda sjöar där stora förekomster av fisk söker föda på bottenarna och bidrar till internbelastning genom bioturbation (sedimentuppgrumling) kan det vara nödvändigt att blanda ner aluminiumlösningen djupare i sedimentet.

Lösligheten av aluminium i vatten är beroende av pH som bör ligga mellan 6 och 7,5 för att maximera inbindningen av fosfor. Rätt pH-värde behöver också säkerställas med hänsyn till risker förknippade med toxicitet vid sura eller basiska förhållanden. I intervallet pH 6-8,5 bedöms riskerna för bottenfauna, plankton och fisk vanligtvis små. Vid behandling exponeras biota för förhöjda halter av aluminium. Graden av exponering beror av behandlingsmetod och effekten varierar mellan arter. Vid fällning i vattenmassan har förhöjda halter aluminium påvisats hos abborre, men inte hos mört eller braxen (Wauer & Teien 2010). I tidigare behandlade sjöar i Stockholmsområdet, exempelvis Flaten (2000), Långsjön (2006) och Trekanten (2011), ses inga negativa effekter för biota, utan tvärtom en utbredd vattenvegetation (Gustafsson 2014, Arvidsson & Gustafsson 2019) samt opåverkade eller stärkta rovfiskbestånd (Fränstam 2011, Fränstam 2014, Lindqvist 2023, opublicerad). I Flaten fångades fram till 2006 tidvis gös vid provfischen, men arten tycks ha gått tillbaka till förmån för ett starkt abborrbestånd (Lindqvist 2023, opublicerad).

Kostnaden för aluminiumbehandling beräknas ligga i intervallet 400-700 kr per kilo avskild fosfor (Havs- och vattenmyndigheten 2023). Koldioxidavtrycket per kilo fosfor beräknas till 60 kg (Havs- och vattenmyndigheten 2023).

Förutsättningar för Ältasjön

Vissa frågetecken finns enligt ovan kring effekten av aluminiumbehandling i grunda sjöar med organogena sediment. Av försök i Ullnasjön att döma bör metoden lämpa sig även för Ältasjön. Mot

bakgrund av de ovanlig låga halter järnbunden fosfor som uppmätts i Ältasjön kan en tänkbar osäkerhet vara en eventuell förekomst av något ämne som hämmar järn-fosforbildningen, och möjligen även inbindningen av fosfor till aluminium. Att så skulle vara fallet är spekulationer.

Sommartid och i samband med algblooming har pH-värden i intervallet 8,5-9,0 uppmätts i Ältasjöns ytliga vattenskikt. En aluminiumbehandling bör därför utföras innan eller efter produktionssäsongen - dels för att ha avsedd effekt med hänsyn till fosforinbindning, dels för att minimera risken för toxisk påverkan för sjöns organismer. En behandling med höga doser kan i det grunda vattnet tänkas medföra risk för pH-sänkning eftersom hydroxidjoner förbrukas vid den flockbildning som är en följd av tillsatsen. Det är därför av yttersta vikt att välbuffrade förhållanden säkerställs vid aluminiumbehandling. Enligt utföraren Vattenresurs AB blandas aluminiumlösningen (PAX) upp med stora mängder vatten vilket ger ett pH på 7,2 då lösningen injiceras i sedimenten. Detta pH kan väntas ligga nära de naturliga pH-förhållanden som råder i sedimenten. Ytterligare skäl för behandling utanför vår- och sommarsäsongen är att delar av fosforförrådet då läckt till vattenmassan. För att undvika negativa effekter till följd av bioturbation från födosökande fisk kan det vara lämpligt att en aluminiumbehandling föregås av ett reduktionsfiske.

Genomförande och kostnad

Vattenresurs AB är idag det enda företag i Sverige som erbjuder aluminiumbehandling genom sedimentinjicering. I Stockholmstrakten har företaget med goda resultat behandlat en handfull sjöar genom att blanda polyaluminiumkloridlösning (PAX) i sedimenten. Metoden innebär att aluminiumlösningen tillsätts till det övre (0-20 cm) sedimentskiktet genom slangar.

En fullskalig aluminiumbehandling av Ältasjön genom sedimentinjicering enligt det förslag som lämnats i tidigare utredning omfattar 55 hektar och en aluminiumdos på 100 g/m² (Sjöberg m.fl. 2023). För att vid behov fånga in fosfor som läckt till vattenmassan kan behandlingen inledas med bottenvattenfällning följt av sedimentinjicering. Åtgärden budgeteras av Vattenresurs AB till 5,5 Mkr och inkluderar samtliga moment, exempelvis etablering, informationsinsatser, stöd vid tillstånds-/dispensansökningar etc. Genom åtgärden beräknas ca 5 ton läckagebenägen fosfor bindas till sedimenten, något som ger en kostnadseffektivitet på ca 1100 kr/kg fosfor.

Sugmuddring

Muddring är en välkänd metod som används för fysisk borttagning av sediment, ofta i syfte att åstadkomma större vattendjup, men också för att lyfta näringsämnen, syretärande material och/eller miljögifter ur bottenarna. Muddring kan utföras med mekaniska tekniker (grävning) samt

hydrauliska (mekanisk upprivning och uppsugning) och vakuumdrevna (uppsugning av löst sediment) tekniker. Muddring resulterar i stora mängder sediment och vatten med höga näringshalter vilket gör metoden mycket resurskrävande men ofta effektiv framförallt vid restaurering av grundare sjöar (Cooke m. fl. 2005). I denna utredning ligger fokus på sugmuddring och mer specifikt lågflödesmuddring.

Det finns många exempel på muddring i syfte att minska näringsläckage från sediment, och både lyckade och misslyckade sådana (Cooke m.fl. 2005, Pettersson & Wallsten 1990). I projekt som ses som misslyckade kan orsaken vara att en alltför liten del av sjöns botten muddrats för att ge tydlig effekt på läckta fosformängder, att muddringen inte utförts till tillräckligt sedimentdjup och/eller att resuspension omlokalisert fosforrika ytsediment till redan muddrade bottenområden. Ytterligare en orsak till att förväntade effekter uteblivit kan vara att den externa belastningen fortfarande varit alltför hög. Under förutsättning att muddring sker till ett sedimentdjup där läckagebenägen fosfor saknas samt över huvuddelen av sjöns bottenyta bör en muddring bli framgångsrik om än ekonomiskt kostsam. I den grunda polymiktiska Vallentunasjön där organiskt bunden fosfor dominerar i sedimenten har försöksmuddring visat sig effektiv för att åtgärda fosforläckaget till vattenmassan (Rydin & Lindqvist 2015, Gustafsson m.fl. 2015). För att lyckas bör restaurering genom muddringen genomföras relativt snabbt och omfatta huvuddelen av de botten som har höga halter läckagebenägen fosfor.

Lågflödesmuddring är en metod under utveckling som innebär att ytsediment försiktigt suggs upp i slangar och avvattnas. Metoden innebär minskad risk för frisättning av löst bunden fosfor och minskad risk för uppvirvling av bottenmaterial (resuspension), och därmed minskad risk för negativa konsekvenser kopplade till exempelvis överslamning av värdefulla grundområden. En nackdel med metoden är att den kräver hantering av stora volymer bottenmaterial med hög vattenhalt. Sedimentet kan avvattnas i containerbassänger, eller pumpas till så kallad geosäck. Ofta krävs tillsats av någon typ av polymer för effektiv utsedimentation. Rejektvattnet måste också behandlas för att avlägsna fosfor och eventuella föroreningar. Förutsatt att sedimentet inte innehåller alltför höga halter av miljögifter kan det återanvändas som gödningsmedel inom jord- och skogsbruk. Saknas möjligheter till lokalt omhändertagande av sediment kan kvittblivningen bli dyr både räknat i kronor och miljöbelastning.

Metoden har bland annat använts i Malmfjärden, Kalmar inom projektet LIFE SURE som syftar till att pröva ut ett kostnadseffektivt och ekologiskt hållbart sätt att ta upp och återvinna ytsediment. I Öljaren, Katrineholm pågår försöksverksamhet där ett område av 10 hektar sugmuddras från bemannad ponton. Sedimentet behandlas med polymer och avvattnas i geosäck för senare spridning på jordbruksmark i sjöns närområde. Rejektvattnet renas genom sandfilter och återförs till Öljaren. Metoden prövas även i Vallentunasjön.

Nackdelar med muddring är att metoden kan öka läckage av miljöstörande ämnen från djupare sedimentlager där föroreningarna annars legat ostörda. Det kan också finnas också risk för intensifierat fosforläckage från de nya bottenar som skapas, och att syftet med åtgärden därmed motverkas.

Kostnaden för lågflödesmuddring beräknas ligga i intervallet 70 000-80 000 kr per kilo avskild fosfor (Havs- och vattenmyndigheten 2023). Koldioxidavtrycket per kilo fosfor beräknas till 12 kg (Havs- och vattenmyndigheten 2023).

Förutsättningar för Ältasjön

Ältasjöns grunda, platta bottenar och fosforrika sediment innebär att grundförutsättningarna bör vara goda för en lyckad åtgärd genom sugmuddring. Sedimentundersökningar visar att 80 procent av Ältasjöns läckagebenägna fosforförråd skulle kunna avlägsnas genom muddring till cirka 20 cm sedimentdjup. Bottenfaunaundersökningar visar på ett utarmat och artfattigt samhälle präglat av näringsrika förhållanden och perioder av syrgasbrist (Medins 2023) och vattenvegetation saknas på bottenar djupare än 2 m (Lilliesköld Sjö & Mörk 2007). Sammantaget innebär det små risker för negativ påverkan på sjöns bottenlevande flora och fauna. Miljöstörande ämnen förekommer i de fosforrika sedimenten på nivåer som klarar riktvärden för känslig markanvändning (Naturvårdsverket 1999) och högsta tillåtna halt för spridning av avloppsslam på jordbruksmark (Jordbruksverket 2021).

Ytor för etablering, avvattning av sediment samt rening av rejektvatten bör kunna ordnas vid stranden. Med tanke på att Ältasjöns tillrinningsområde karakteriseras av bebyggelse och helt saknar jordbruksmark bedöms förutsättningarna för lokalt omhändertagande av avvattnat bottenmaterial vara mindre goda. Det innebär sannolikt att muddring är förknippad med transporter för kvittblivning av sediment, något som kraftigt fördyrar åtgärden.

Genomförande och kostnad

Sugmuddring av 50 hektar till 20 cm sedimentdjup budgeteras av Tecomatic till 22 Mkr. Åtgärden kan utföras under en period av ca 38 veckor och inkluderar avvattning i geosäckar. Kostnaden för motsvarande åtgärd på 30 hektar budgeteras till 13 Mkr över en projektperiod av 25 veckor. Genom åtgärden beräknas ca 4 alternativt 2,4 ton läckagebenägen fosfor lyftas ur Ältasjön, något som ger en kostnadseffektivitet på ca 5500 kr/kg fosfor. Observera att kostnaden inte inkluderar omhändertagande av sediment efter avvattning. Förutsatt att möjlighet till avsättning för sedimentet finns i direkt närhet budgeteras Tecomatic tillkommande kostnad till 6,6 respektive 3,9 Mkr. Det ger en totalbudget på 28,6 Mkr för 50 hektar och 16,9 Mkr för 30 hektar.

Sugmuddring av 30 hektar till 20 cm sedimentdjup budgeteras av Teknikmarknad till 8,5 Mkr. Åtgärden utförs som totalentreprenad under en period av 3 år och inkluderar avvattnings. Genom åtgärder beräknas 2,4 ton läckagebenägen fosfor lyftas ur Ältasjön, något som ger en kostnadseffektivitet på ca 3530 kr/kg fosfor. Deponering av sediment inklusive transporter budgeteras av Teknikmarknad till 29 Mkr. Det ger en totalbudget på 37,5 Mkr för 30 hektar.

Möjligheterna till avsättning av sediment är rimligen desamma oavsett utförare, och en rättvis jämförelse av kostnader bör göras baserat på budget för muddring och avvattnings. Kostnader för tillstånds-/dispensansökningar tillkommer i båda fall.

Behandling med bentonitlera

Behandlingen innebär att lantanberikad bentonitlera (Phoslock) sprids till vattenmassan och sjunker till botten som ett slam för att där binda läckagebenägen fosfor i sedimentet. Phoslock har en hög bindningseffektivitet där varje lantanjon binder en fosfatmolekyl. Bindningen är stabil under ett brett naturligt förekommande pH-intervall och inte redoxkänslig vilket innebär att metoden precis som aluminiumbehandling fungerar även vid syrgasfria förhållanden. Fastläggning av fosfor med hjälp av lantan utfördes i fullskala första gången 2001, och har därefter använts främst utomlands med varierade resultat.

Bindningsförmågan för lantan är bäst i lågalkalina vatten och minskar vid högre pH (> 8) (Reitzel mfl 2013). Bindningseffektiviteten påverkas också negativt då halten löst organiskt kol (DOC) är högre än 8 mg/l (Schönach mfl 2017). Metoden lämpar sig inte för grunda sjöar där resuspension av sediment, och fosforbindande lerslam, sker (Havs- och vattenmyndigheten 2023). Att bottensediment överlagras av bentonitlera skulle kunna medföra negativ påverkan på bottenekologin, men kunskapsläget är oklart. Studier har visat på ett samband mellan behandling med lantanberikad lera och ökade halter ammoniumkväve (Zeller & Alperin 2021), något som i sig bidrar till eutrofiering.

Kostnaden för behandling med Phoslock är enligt vår erfarenhet ungefär den dubbla i jämförelse med aluminiumfällning. Uppgift saknas om koldioxidavtryck per kilo fosfor. Framställning av lantan kräver brytning och är därmed energikrävande.

Förutsättningar för Ältasjön

Åtgärd genom behandling med Phoslock rekommenderas inte för den grunda och välbuffrade Ältasjön där risk finns att resuspension, hög alkalinitet och höga pH-värden medför att metoden inte kan väntas nå sin fulla potential. Eftersom metoden är relativt oprövad och dessutom medför ett påslag av ammoniumkväve, med ökad risk för ytterligare förhöjda ammoniakhalter, ser vi den som mindre lämplig för Ältasjön.

Utspädning och genomspolning

Denna typ av åtgärd är inriktad på att föra bort näringsrikt vatten och därmed åstadkomma lägre fosforhalter och minskad övergödningsproblematik. Genom tillförsel av vatten med lägre koncentrationer näringsämnen späds det näringsrika sjövattnet ut och exporten nedströms ökar. Denna teknik tillämpas bland annat av Stockholm Vatten och Avfall för Trekanten och Långsjön. En genomspolning innebär enbart att omsättningstiden minskar. För att nå avsedd effekt måste omsättningstiden minska till en nivå som närmar sig den takt med vilken växtplankton tillväxer. Den sammantagna effekten av åtgärderna är en ökad export av fosfor och organiskt material vilket med tiden leder till att sedimentens fosforförråd reduceras. Metoderna har i många fall gett goda resultat. Nackdelar med denna typ av åtgärd är dels att de förutsätter mycket god tillgång till vatten med låg näringshalt, dels att de kan innebära att övergödningsproblem exporteras nedströms.

Förutsättningar för Ältasjön

En utspädning/genomspolning under vår-sommar skulle bidra till sänkta näringshalter. Eftersom metoden även skulle medföra en ökad export av fosfor och kväve till nedströms liggande vattenförekomster ser vi den som mindre lämplig för Ältasjön.

Syresättning och omblandning

Syresättning av bottenvatten och omblandning av vattenmassan syftar i internbelastningssammanhang till att öka sedimentens fosforbindande förmåga genom att oxidera löst järn i bottenarna.

Syresättning kan åstadkommas genom omblandning eller luftning av bottenvatten. Restaurering genom omblandning är en principiellt enkel och flitigt använd metod som utvecklades under 50-talet för att undvika fiskdöd vid islagda förhållanden. En vanlig teknik vid omblandning är att luft pumpas ut genom perforerade rör förankrade vid botten. Då

luftbubblorna stiger och expanderar driver de en vattenrörelse mot vattenytan. Denna metod bedöms vara den enklaste och mest kostnadseffektiva (Cooke m.fl. 2005). En annan teknik som visat sig fungera väl för att hålla vattenmassan i cirkulation är pumpning. Utöver vanligtvis goda effekter på syrgashalt och fosforläckage kan en omblandning bidra till minskad primärproduktion genom att ljusbegränsa växtplankton och även bidra till minskad mängd cyanobakterier (Hyenstrand m.fl. 1998). Om tillgången till järn är låg i bottenvattnet och/eller om syresättningen blir ofullständig finns dock en risk för att kvarvarande fosfor i bottenvattnet tillgängliggörs i ytvattnet och där bidrar till förvärrad övergödningssituation (ökad mängd växtplankton, minskat siktdjup).

Förutsättningar för Ältasjön

Den grunda och polymiktiska Ältasjön är ofta väl syresatt även vid bottenarna och drabbas av syrgasbrist så gott som uteslutande under vintern, vid islagda förhållanden. Järnbunden fosfor förekommer i bottenarna i mycket låga halter, och det ter sig mindre sannolikt att åtgärden skulle ha någon positiv effekt på den interna fosforbelastningen. Snarare finns en liten risk att problemen förvärras.

Naturlig återhämtning

I sjöar med långsam vattenomsättning, så som Ältasjön, kommer den fosfor som frisatts från sedimenten i hög grad återcirkuleras i systemet, vilket innebär att problematiken kopplad till den interna gödningen kan väntas kvarstå under många år. I grunda sjöar som ofta omblandas tillgängliggörs den fosfor som frisatts från bottenarna kontinuerligt för växtplanktonproduktion i de ytliga vattenskikten. Förutsatt att den externa fosfortillförseln ligger på en acceptabel nivå kommer både den interna fosforbelastningen och de förhöjda fosforhalterna i vattenmassan med tiden att avta. Hur lång tid en sådan självläkningsprocess tar avgörs av fosfors bindningsformer, hur stora mängder läckagebenägen fosfor som lagrats i bottenarna och hur stora mängder som exporteras nedströms via utloppet.

Förutsättningar för Ältasjön

Eftersom Ältasjöns sedimentfosfor nästan uteslutande är bunden till organiskt material och läcker till vattenmassan under sommarens lågflödesperioder kommer sannolikt stora delar av den fosfor som frisätts att återcirkuleras i sjön. Det innebär att utsikterna till naturlig återhämtning inom överskådlig tid är små. För Ältasjön ses inte några

tendenser till avtagande fosforhalter den senaste tioårsperioden (Figur 4, sid 15). I likhet med flertalet tydligt antropogent påverkade sjöar i regionen har fosforhalterna dock minskat tydligt sett över en längre period, från 70-tal till 90-tal (Vattenresurs AB 2001). Naturlig återhämtning bedöms inte vara ett tänkbart alternativ för Ältasjön, dels då förutsättningar saknas för att inom rimlig tidshorisont bryta fosforcirkuleringen, dels eftersom export av överskottsnäring till nedströms liggande vattenförekomster inte är önskvärd.

Rekommendationer för åtgärd av intern fosforbelastning

Av de metoder som beskrivs ovan bedömer vi reduktionsfiske som den bäst lämpade för Ältasjön. Till metodens stora fördelar hör att den för sjöar med gynnsamma förutsättningar, så som Ältasjön, är en skonsam och kostnadseffektiv åtgärd som stärker den biologiska mångfalden och bidrar till minskad klimatpåverkan. Vår rekommendation är att reduktionsfiske utförs under en treårsperiod och att åtgärdens effekt följs upp med ett utökat vattenkemiskt/fysikaliskt övervakningsprogram före, under och efter åtgärd. Åtgärden bör också följas upp med avseende på fisksamhälle, bottenfauna och vattenvegetation.

Om reduktionsfisket mot förmodan inte skulle ha avsedd effekt på den interna fosforbelastningen, det vill säga inte leder till minskade fosforhalter i sjöns vattenmassa, kan det vara nödvändigt att komplettera åtgärden med andra metoder. Här bedömer vi att aluminiumbehandling i syfte att fastlägga den läckagebenägna fosfor till bottenarna är den bäst lämpade metoden. Beroende på vilken effekt reduktionsfisket gett kan det vara tänkbart att utföra behandlingen med en lägre dos, exempelvis 60 g Al/m², något som innebär att 60 procent av bottenarnas fosforförråd skulle bindas in (budgeterad kostnad 1170 kr/kg fosfor). En sådan behandling kan väntas ge önskad effekt under ett antal år, men i takt med att ytterligare fosfor frisätts från bottenarna finns en risk att internbelastningen ånyo blir förhöjd. En fördel med aluminiumbehandling är metodens kostnadseffektivitet räknat per kilo inaktiverad fosfor.

Lågflödesmuddring av de ytliga, fosforrika sedimenten är en ekologiskt sett skonsam och lovande åtgärds metod som hittills varit förknippad med mycket höga kostnader sett till hur mycket fosfor som avskiljs. Muddring kan enligt vår bedömning komma ifråga som kompletterande åtgärd

främst om det finns möjligheter till avsättning av sediment i närheten av sjön, detta för att hålla nere både kostnader och miljö/klimatpåverkan.

Rekommendationer kring övervakningsprogram

Vi rekommenderar att pågående övervakningsprogram inför, under och efter åtgärder kompletteras med mättillfällen i mars, april, juni, juli, september och oktober, det vill säga så månadsvis provtagning utförs från vinter till höstcirkulation. Syftet är att förbättra kunskapen om den interna fosforbelastningen och hur den förändras till följd av genomförda åtgärder. Tillkommande månader bör provtagning ske vid samma djup som i nuvarande program (0,5 m, 2 m, 4 m) och med profilmätning av temperatur och syrgas. Prover bör analyseras med avseende på minst fosfor och kväve samt pH. Ordinarie program bör också kompletteras med alkalinitet i syfte att ge underlag för beräkning av referensvärde för fosfor.

Åtgärder mot internbelastning bör också följas upp med inventeringar av bottenfauna och vattenvegetation samt genom standardiserat provfiske. Bottenfaunainventering och provfiske genomfördes 2023, och det är av stort värde att även vattenvegetation inventeras inför åtgärd.

Förbättringsbehov för att uppnå god kemisk status

Förbättringsbehov och åtgärdsförslag i syfte att uppnå god kemisk status omfattades inte av utredningen, men kommenteras här kortfattat. Den uppdaterade statusklassificering som redovisas i rapporten visar att Ältasjöns miljögiftsproblematik är mindre uttalad än problem relaterade till övergödning. Ämnen som i Ältasjön överskrider gällande miljö kvalitetsnormer är PBDE (fisk), kvicksilver (fisk), PFOS (vatten) och TBT (sediment).

PBDE och kvicksilver är ämnen som i Sverige generellt överskrider gällande gränsvärden för ytvatten, detta till följd av långväga diffus luftburen spridning. Att halterna i fisk från Ältasjön är de lägsta eller bland de lägsta i jämförelse med ett 15-tal sjöar i närregionen (Miljöbarometern Stockholm) samt ligger under nationella medelvärden för svenska sjöar (opublicerad data, Magnus Karlsson, IVL) tolkas som att det inte finns några betydande lokala påverkanskällor av dessa ämnen till

Ältasjön. Att miljö kvalitetsnormen för kvicksilver i fisk överskrider med mycket liten marginal ger ytterligare stöd för detta. Underlaget tyder på att det inte finns något betydande lokalt åtgärdsbehov vad gäller PBDE eller kvicksilver.

Även TBT (sediment) överskrider endast med liten marginal gällande gränsvärde. En känd källa till TBT är båtbottnfärg, och påverkan av TBT är möjlig inte bara direkt till sjön och dess stränder utan även via dagvattennätet. Här finns anledning att kartlägga och om möjligt åtgärda potentiella lokala påverkanskällor med syfte att Ältasjön ska uppnå god kemisk status.

För PFOS ligger halterna i fisk med mycket god marginal under gällande gränsvärde, medan halter i vatten överskrider beslutad miljö kvalitetsnorm. Som jämförelse överskreds PFOS-halterna i vatten för ungefär hälften av de drygt 90 sjöar och vattendrag som undersöktes i länet 2018/19 och 2021 (Länsstyrelsen Stockholm 2022). Även om PFOS-halterna i Ältasjön var låga i jämförelse med ett 15-tal sjöar i närområdet (Miljöbarometern Stockholm) finns liksom för TBT anledning att kartlägga och om möjligt åtgärda potentiella lokala påverkanskällor.

Referenser

Agstam-Norlin, O., Lannergård, E., Rydin, E., Futter, M. Huser, B. 2021. A 25-year retrospective analysis of factors influencing success of aluminum treatment for lake restoration. Water Research <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117267>

Arvidsson, M. & A. Gustafsson. 2019. Vattenvegetation i Stockholms stad 2019 - Brunnsviken, Drevviken, Flaten, Judarn, Kyrksjön, Långsjön, Magelungen, Riddarfjärden, Ulvsundasjön, Årstaviken, Räcksta träsk och Trekanten. Naturvatten AB, Rapport 2019: 42.

Arvidsson, M., U. Lindqvist & A. Gustafsson. 2011. Limniska undersökningar av fyra sjöar i Nacka kommun 2011. Vattenvegetation, provfiske, bottenfauna och vattenkemisk-fysikalisk undersökning. Naturvatten AB, Rapport 2011:20.

Cooke, G.D., E. B. Welch, R. Peterson & S. A. Nichols. 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs. CRC Press, Boca Raton, FL. 591 pp.

Ekologigruppen. 2017. Makrofyter i Nackareservatet 2016. Uppföljning av vattenvegetation i fyra sjöar i Nackareservatet. Rapport från Ekologigruppen, 2017.

Fränstam, T. 2011. Standardiserat nätprovfiske i Långsjön, Trekanten och Flaten 2011. Rapport från Sportfiskarna.

Fränstam, T. 2014. Standardiserat nätprovfiske i Trekanten, Lillsjön och Magelungen samt inventeringsfiske i Räcksta träsk. Rapport från Sportfiskarna.

Gustafsson, A. 2014. Vattenvegetation i Stockholms stad - Judarn, Kyrksjön, Laduviken, Trekanten, Långsjön, Flaten, Fiskarfjärden, Riddarfjärden, Ulvsundasjön och Årstaviken 2014. Naturvatten AB, Rapport 2014:24.

Gustafsson, A., E. Rydin & U. Lindqvist. 2015. Vallentunasjön – fosforutbyte mellan sediment och vattenmassa. Litteraturstudie och utläckageförsök som underlag för åtgärdsplanering. Naturvatten AB, Rapport 2015:22.

Gyllström, M. & J. Peterson. 2020. Metod för bedömning av betydande påverkan Näringsämnen i sjöar och vattendrag. Rapport utgiven av Vattenmyndigheterna i samverkan.

- Havs- och vattenmyndigheten. 2023. Handbok för åtgärder mot internbelastning. Rapport 2023:03.
- Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25.
- Hedré, A. 2018. Reduktionsfiske i Växjösjöarna. Slutredovisning av ett LOVA-projekt 2016-2018. Rapport från Växjö kommun.
- Huser B, Egemose S, Harper H, Hupfer M, Jensen H, Pilgrim K, Reitzel K., Rydin E, Futter M. 2016. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality, *Wat. Res.* 97. 122-132
- Huser, B., M. Malmaeus & E. Witter. 2020. Riktlinjer för övervakningsprogram för sjöar som kan ha förhöjd internbelastning. Rapport från IVL och Länsstyrelsen i Örebro.
- Hyenstrand, P., P. Blomqvist & A. Petterson, A. 1998. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems- a literature review. *Arch. Hydrobiol., Spec. Issues, Advanc. Limnol.* 51:41-62.
- Håkansson, L. 1999. On the principles and factors determining the predictive success of ecosystem models, with a focus on lake eutrophication models. *Ecological Modelling* 121 (1999) 139–160.
- Håkansson, L. 1999. Water pollution – methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems. Backhuys Publishers, Leiden, 299 p.
- Jordbruksverket. 2021. Användning av avloppsslam på jordbruksmark.
- Kommissionens förordning (EU) 2023/915 av den 25 april 2023 om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel och om upphävning av förordning (EG) nr 1881/2006.
- Lilliesköld Sjö, G. & E. Mörk. 2007. Inventering av vattenvegetation, Ältasjön 2007. En studie av Ältasjöns makrofytflora - artsammansättning, förekomst och utbredning. Rapport från Nordisk Biokonsult.
- Lindqvist, U. & Rydin, E. 2015. Inneslutningsförsök i Vallentunasjön för att utvärdera vitfiskens inverkan på vattenkvaliteten. Bilaga till Rapport 2015:14, Naturvatten AB.
- Lindqvist, U. 2023. Provfiske av Flaten 2023. Naturvatten AB, opublicerad.

Lürling, M., Waajen, G., & van Oosterhout, F. 2014. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. *water research*, 54, 78-88, 2014.

Länsstyrelsen i Stockholm. 2022. Per- och polyfluorerade ämnen (PFAS) i sjöar och vattendrag i Stockholms län. Länsstyrelsen Stockholm, fakta 2022:8.

Medins. 2023. Utdatablad för bottenfaunaundersökning av Ältasjöns litoral och sublitoral, 2023-10-18.

Myrica. 1999. Djupkarta över Ältasjön.

Naturvårdsverket. 1999. Riktvärden för förorenad mark. Rapport 5976, med uppdatering av tabell 8.1 (2022).

Reitzel, K., S. Lotter, M. Dubke, S. Egemose, H. S. Jensen & F. Ø. Andersen. 2012. Effects of Phoslock treatment and chironomids on the exchange of nutrients between sediment and water. *Hydrobiologia* volume 703, pages189–202 (2013).

Rydin, E, Huser, B. & E. Welch. 2000. Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnology and Oceanography* 45(1):226-230.

Sjöberg, A. U. Lindqvist & E. Rydin. 2023. Läckagebenägen sedimentfosfor i Bagarsjön, Myrsjön och Ältasjön. Underlag för åtgärdsplanering, Nacka kommun. Naturvatten AB, Rapport 2023:14.

Vattenresurs AB. 2001. Ytvattenöversikt för Ältasjön. Komplettering 2001-11. Rapport från Vattenresurs AB.

Vollenweider, R.A. & J. Kerekes. 1982. OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris. 1.

Wauer, G. & Teien, H-C. 2010. Risk of acute toxicity for fish during aluminium application to hardwater lakes. *Science of the Total Environment*, vol. 408, pp. 4020–4025.

Zeller, M.A. & M. J. Alperin. 2021. The efficacy of Phoslock® in reducing internal phosphate loading varies with bottom water oxygenation. *Water Research X*, Volume 11, 1 May 2021.

Övriga referenser/källor:

Miljöbarometern Stockholms stad <https://miljobarometern.stockholm.se/>

SLU Miljödata MVM <http://miljodata.slu.se/mvm/>

SLU Provfiskedatabasen NORS
<https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/databaser/databas-for-sjoprovfiske-nors/>

SMHI Vattenwebb <http://vattenwebb.smhi.se/>

Svenska MiljöEmissionsData <https://www.smed.se/>

VattenInformationssystem Sverige <http://www.viss.lansstyrelsen.se/>

Personlig kommunikation:

Göran Andersson, Vattenresurs AB

Magnus Böklin & Jesper Björk Rengbrandt, Klara Vatten Sverige AB

Renate Foks, Kalmar kommun (lågflödesmuddring av Malmfjärden)

Magnus Karlsson, IVL Svenska Miljöinstitutet

Jenny Herbertsson, Katrineholm kommun (lågflödesmuddring av Öljaren)

Michael Strand och Emil Eriksson, Tecomatic AB

Eric Tell, Teknikmarknad

Ann Wahlström, Vallentuna kommun (lågflödesmuddring av Vallentunasjön)

Bilaga 1. PM Extern fosforbelastning till Ältasjön

PM Extern fosforbelastning till Ältasjön

Sammanfattning

WRS har beräknat den externa fosforbelastningen till Ältasjön. Den beräknade fosforbelastningen från dagvattnet inklusive basflödesbelastningen uppgår till ca 160 kg per år när hänsyn tas till befintliga dagvattenåtgärder inom avrinningsområdet. På grund av osäkerheter i data som används i Stormtac kan belastningen av fosfor till Ältasjön beskrivas som ett intervall där 160 kg per år är medelvärdet inom intervallet 91-230 kg per år. Enligt uppgift finns inga enskilda avlopp med utsläpp till Ältasjön varpå ingen belastning från dem har tagits med i beräkningarna.

Innehåll

Sammanfattning	1
Inledning	1
Avgränsningar	2
Metod.....	2
Avrinningsområden och markanvändning	2
Fosforbelastning	4
Reduktion i befintliga anläggningar	7
Resultat.....	9
Referenser	10
Bilagor 10	
Bilaga 1	11

Inledning

Nacka kommun och Stockholms stad arbetar med ett lokalt åtgärdsprogram för vattenförekomsten Ältasjön. Inom det pågår just nu arbetet med att ta fram uppdaterat underlag avseende den externa och interna fosforbelastningen till sjön. WRS har genomfört beräkningar av tillförseln av fosfor från land till Ältasjön (extern belastning), som en del i Naturvattens uppdrag med att ta fram den totala fosforbelastningen till Ältasjön inklusive åtgärdsförslag i sjön.

Det finns många tidigare utredningar både kring belastningen till Ältasjön och möjligheterna och behovet av åtgärder inom avrinningsområdet. Det har därför inte i detta uppdrag ingått att utreda möjligheter till åtgärder på land. WRS delar har uteslutande varit att utifrån erhållna underlag avseende tekniskt avrinningsområde och markanvändning inom dessa beräkna fosfortillförseln från land till Ältasjön.

Avgränsningar

Under möte med Nacka kommun 5 oktober 2023, samt under löpande kommunikation under projektets gång, har följande överenskommelser gällande uppdragets avgränsningar tagits:

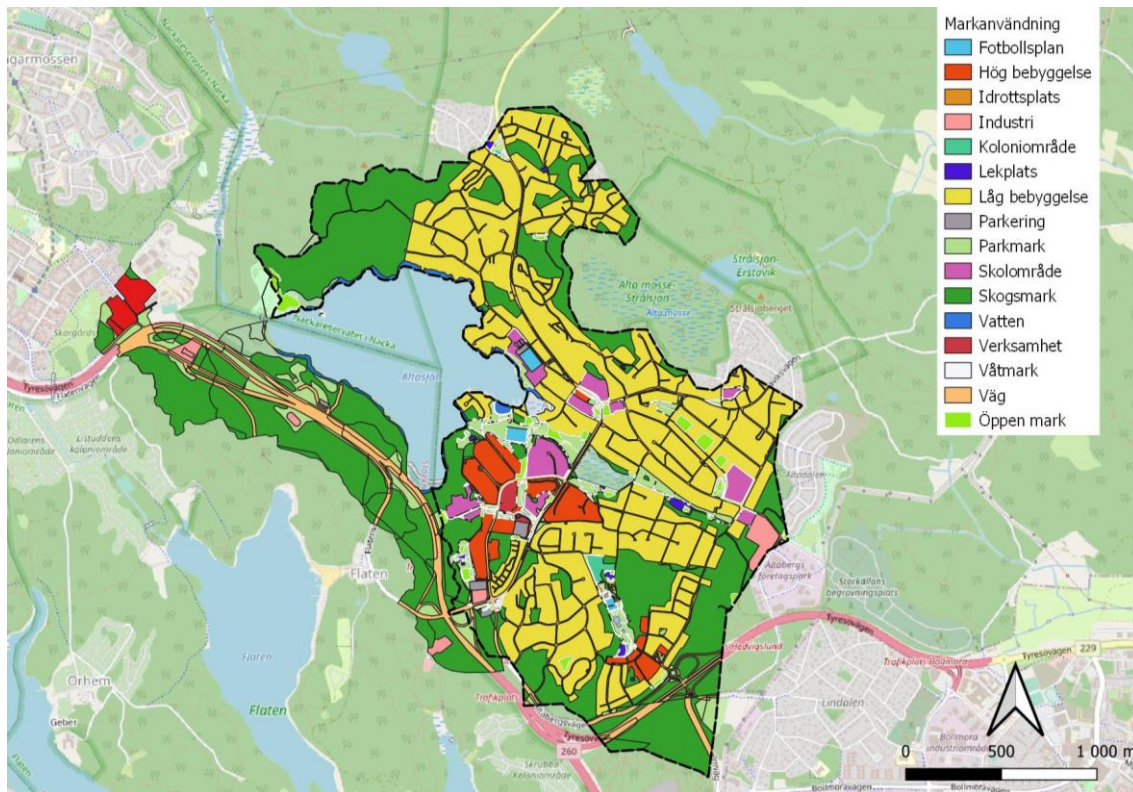
- Beräkningarna av den externa fosforbelastningen ska baseras på nulägets markanvändning.
- Planerade och pågående exploateringsprojekt (t.ex. pågående förnyelse inom Älta Centrum) ska inte vägas in. Det kan dock vara möjligt att tillförseln av fosfor från Älta C minskar jämfört med nuläget efter genomförd exploatering med införda dagvattenåtgärder inom planområdet.
- Planerade dagvattenåtgärder (t.ex. Stensö-dammen) i befintlig bebyggelse eller planerad bebyggelse ska inte vägas in. Det kan dock vara möjligt att tillförseln av fosfor till Ältasjön minskar efter anläggning av Stensö-dammen då den har möjlighet att dels ta emot vatten från ett större område än vad som ska exploateras och dels då den kan utformas för att medföra en hög retention av fosfor.
- Befintliga anläggningars teoretiska avskiljning, d.v.s. Hedvigslundsdammen och skärbassängerna vid Kasbyviken (Ältasjön sydligaste del) ska vägas in.
- Teoretisk avskiljningsgrad i befintlig våtmark, Älta våtmark, ska vägas in utifrån tidigare genomförda utredningar av WRS (WRS AB, 2018, 2019).
- Tillförseln från enskilda avlopp har enligt uppgift från Nacka kommun (inhämtad från Nacka Vatten och Avfall AB) antagits vara noll, då inga enskilda avlopp med utsläpp i Ältasjön finns kvar.
- Inga nya studier avseende reningspotential i befintliga dagvattenanläggningar har genomförts.
- Vid ett genomfört fältbesök 2019 under ett tidigare pågående uppdrag noterades vid ett av dagvattenutloppen att det såg ut och luktade som om det även släpptes ut spillvatten via dagvattenutloppet. Detta påtalades vid tillfället för Nacka Vatten och Avfall AB samt har även lyfts upp under detta projektets gång, vid startmöte. Ingen övrig hänsyn har tagits till eventuella felkopplingar i spillvattennätet.

Metod

Avrinningsområden och markanvändning

Det tekniska avrinningsområdet till Ältasjön har varit utgångspunkt i beräkningarna. Det tekniska avrinningsområdet för Stockholms stad har erhållits från Stockholm stad och det tekniska avrinningsområdet för Nacka kommun har erhållits från Nacka kommun. För den del av Nackareservatet som avrinner till Ältasjön har dock WRS genomfört en bedömning utifrån information om det tekniska avrinningsområdet och Lantmäteriets höjddata från Scalgo (Lantmäteriet, 2022). Detta då det i underlaget avseende det tekniska avrinningsområdet till Ältasjön inom Nacka kommun även ingick delar av Nackareservatet som avrinner direkt till utloppskanalen från Ältasjön och inte bidrar till någon fosforbelastning till Ältasjön. En liten del av avrinningsområdet till Ältasjön ligger inom Tyresö kommun, markanvändningsdata från Stockholms stad har använts för den ytan. I Figur 1 återges en översikt över Ältasjöns hela

avrinningsområde samt markanvändning inom detta. Återfinns även i GIS-kompatibelt format i bilaga.



Figur 1. Översikt över Ältasjöns avrinningsområde inklusive markanvändning inom det. Information om tekniska avrinningsområden och markanvändningen inom dessa är hämtad från Nacka kommun och Stockholms stad. Markanvändningen har i enskilda fall ändrats efter bedömning utifrån ortofoto. Bakgrundskarta: © OpenStreetMaps bidragsgivare, u.å.

För att bestämma markanvändningen i området har markanvändningsdata för avrinningsområdet inom Nacka kommun erhållits från Nacka kommun och markanvändningsdata för avrinningsområdet inom Stockholms stad (och Tyresö kommun) erhållits från Stockholm stad. Markanvändningen har klippts ut baserat på erhållna tekniska avrinningsområden (efter genomförd justering avseende Nackareservatet). Som en del i det arbetet har det även ingått en översyn av erhållen markanvändning för vissa delar inom avrinningsområdet. I den översynen har det ingått att gå igenom de områden som i underlaget från Nacka kommun angivits som ”verksamhet” för att ge dem en markanvändningskategori som mer stämmer överens med verkligheten. I underlaget från Stockholms stad har det funnits ett område som varit angivet som ”industri” medan det i nuläget består av skogsmark varpå även den justeringen har genomförts. I Tabell 1 och Figur 1 redovisas använd markkartering vilket även återfinns i GIS-kompatibelt format i bilaga 1. Observera att angivna areor är avrundade.

Tabell 1. Area för respektive markanvändning i nuläget, totalt inom avrinningsområdet samt uppdelat på Nacka kommun och Stockholms stad.

Markanvändning	Area [ha]	Area Nacka kommun [ha]	Area Stockholms stad [ha]
Skogsmark	190	120	61
Låg bebyggelse (villa- och radhusområden)	180	180	0,07
Hög bebyggelse (flerfamiljshusområden och till viss del centrumområde)	47	42	4,5
Öppen mark/grönområde	25	12	13
Tyresövägen	22	3,1	19
Parkmark	19	19	-
Skolområde	13	13	-
Våtmark	9,7	6,1	3,6
Industri	5,0	3,3	1,8
Ältavägen	3,6	3,6	-
Fotbollsplan	1,9	1,9	-
Verksamhet	1,5	1,5	-
Lekplats	1,3	1,3	-
Parkering	1,7	1,3	0,45
Koloniområde	1,1	1,1	-
Idrottsplats	0,074	0,074	-
Summa nuläge	520	420	100

Fosforbelastning

För att beräkna fosforbelastningen till Ältasjön har markanvändningen förts in i Stormtac och anpassats till befintliga markanvändningskategorier i Stormtac. Använda markkategorier från Stormtac samt dess motsvarighet i erhållet, och till viss del bearbetat, underlag från Nacka kommun och Stockholms stad återges i Tabell 2. Observera att angivna areor är avrundade.

Tabell 2. Markanvändning utifrån erhållet underlag från Nacka kommun och Stockholms stad (med genomförda justeringar i enlighet med bilaga 1) samt motsvarande markanvändningskategori som använts vid beräkningar av fosforbelastningen i Stormtac. Angiven avrinningskoefficient är volymavrinningskoefficienten som använts i Stormtac vid beräkning av föroreningstransport.

Markanvändning i erhållet underlag*	Motsvarande markanvändning som använts i beräkningarna i Stormtac	Area [ha]	Avrinningskoefficient	Area _{red} [ha]	Nacka kommun Area _{red} [ha]	Stockholms stad Area _{red} [ha]
Skogsmark	Skogsmark	190	0,15	29	19	9,2
Låg bebyggelse	Villaområde	180	0,25	45	46	0,018
Hög bebyggelse	Flerfamiljshusområde	47	0,4	19	17	1,8
Öppen mark/grönområde	Gräsyta	25	0,1	2,5	1,2	1,3
Tyresövägen	Väg 7	22	0,8	18	2,5	15
Parkmark	Parkmark	18	0,1	1,8	1,9	-
Skolområde	Skolområde	13	0,45	5,9	5,9	-
Våtmark	Våtmark	9,7	0,2	1,9	1,2	0,72
Industri	Industri	5,0	0,5	2,5	1,7	0,90
Ältavägen	Väg 5	3,6	0,8	2,9	2,9	-
Fotbollsplan	Idrottsplats	1,9	0,25	0,48	0,30	-
Verksamhet**	Centrumområde	1,5	0,6	0,9	0,90	-
Lekplats	Idrottsplats	1,3	0,25	0,33	0,15	-
Parkering	Parkering	1,7	0,8	1,4	1,0	0,36
Koloniområde	Koloniområde	1,1	0,15	0,2	0,17	-
Idrottsplats	Idrottsplats	0,074	0,25	0,019	0,019	-
Summa	-	520	0,25***	130	100	29

* Från Nacka kommun och Stockholms stad inklusive genomförda justeringar av t.ex. verksamheter i enlighet med informationen i bilaga 1.

** Kvarvarande områden som fortsatt valts att kallas verksamhet i GIS-filerna

*** Sammanvägd avrinningskoefficient

I Tabell 3 återges fosfortillförseln per markanvändningstyp som den totala tillförda mängden per år för avrinningen från dagvatten och naturmark. Förorenings- och närsaltmängder i dagvattnet som alstras inom området har beräknats med beräkningsverktyget Stormtac (2023). Beräkningarna i verktyget görs utifrån indata i form av markanvändningsslag och årsmedelnederbörd. Årsmedelnederbörden som har använts är 680 mm (baserat på mätperioden år 1991-2020) vilket genererar en total årsmedelavrinning på 44 liter per sekund. Modellen använder sig av markanvändningsspecifika avrinningskoefficienter och schablonhalter för ett flertal markanvändningsslag och vanligt förekommande dagvattenföroreningar. Detta gör att resultaten inte bör avläsas i exakta tal utan snarare ses som en indikation på föroreningsbelastning då både beräkningsverktyget och indata inhyser både osäkerheter och variationer. Därför presenteras resultatet av fosformängden som ett intervall.

Värt att notera är att Tyresövägen är Trafikverkets väg, och inte kommunal. Ansvaret för avskiljning av fosfor från vägdagvattnet från den hamnar därmed inte under Stockholm stads eller Nacka kommuns ansvar. Skärmbassängen vid Kasbyviken är anlagd för att avskilja fosfor från Tyresövägen.

Tabell 3. Fosforbelastning per år och per marktyp [kg/år] inom Ältasjöns avrinningsområde. Fosforbelastningen i tabellen sker framförallt via tillförsel från dagvattennätet men till viss del även genom diffus avledning från intilliggande naturmarksområden, framförallt från Nackareservatet. Även fosforbelastningen i total mängd och i andel per markanvändning redovisas för Nacka kommun och Stockholms stad.

Markanvändning	Area [ha]	Fosforbelastning (dagvatten och bakgrundsbelastning) [kg/år]	Fosforbelastning Nacka kommun [kg/år] samt andel av total	Fosforbelastning Stockholms stad [kg/år] samt andel av total
Skogsmark	190	6,3	4,3, 69 %	1,9, 31%
Villaområde	180	82	82, 100%	-
Flerfamiljshusområde	47	36	33, 90 %	3,5, 10%
Gräsyta	25	5,5	2,6, 47 %	2,9, 53 %
Väg 7 (Tyresövägen)	22	27	3,8, 14 %	23, 86 %
Parkmark	18	3,3	3,3, 100 %	-
Skolområde	13	13	13, 100 %	-
Våtmark	9,7	1,1	0,69, 63 %	0,4, 37%
Industriområde	5,0	5,6	3,6, 64 %	2, 36%
Väg 5 (Ältavägen)	3,6	3,1	3,1, 100%	-
Centrum	1,5	1,8	1,8, 100%	-
Parkering (utöver de parkeringar som ingår i övriga markanvändningstyper)	1,7	1,5	1,1, 74%	0,39, 26%
Koloniområde	1,1	0,28	0,28, 100%	-
Idrottsplats	3,2	0,61	0,6, 100 %	-
Summa nuläge	520	190 ±56	150 ±45, 82%	34 ±10, 18%

Tillförseln av fosfor till Ältasjön via dagvatten och naturmarksavrinning uppgår till ca 130-250 kg fosfor per år om ingen hänsyn till reduktion i befintliga anläggningar tas. I den mängden är även bakgrundsbelastningen medtagen. Bakgrundsbelastningen är beräknad till 24 kg fosfor per år med en absolut osäkerhet på 7,1 kg. Det innebär att tillförseln av fosfor via basflödet är ca 17 – 30 kg per år. Av den tillförda fosfor härrör cirka 80 % från Nacka kommun och cirka 20 % från Stockholms stads delavrinningsområde till Ältasjön.

Mängden fosfor kan jämföras med den mängd som beräknades av Norconsult 2014 som var 122 kg fosfor per år (Norconsult AB, 2014). Det framgår dock inte i Norconsults utredning om hänsyn har tagits till befintliga dagvattenanläggningar som fanns redan då eller inte samt så genomfördes den beräkningen på en annat sätt än med Stomtac, som använts här.

Jordarten inom Ältasjöns avrinningsområde utgörs till stora delar av sandiga jordar vilket skulle kunna medföra att en del av det dagvatten som beräknas avrinna till Ältasjön egentligen infiltrerar genom marken. Bidragen från grönytor skulle då antagligen vara lägre än vad som här i beräknats. I de fall husen är utrustade med stuprör med utkastare skulle ett lokalt omhändertagande av dagvattnet kunna räknas in. Det skulle tala för att tillförseln från dagvattnet till Ältasjön är i den nedre delen av spannet.

Reduktion i befintliga anläggningar

Inom Ältasjöns avrinningsområde finns i nuläget två större anlagda reningsanläggningar för dagvatten; Hedvigslundsammarna och skärmbassängen i Kasbyviken. Hedvigslundsammarna tar emot dagvatten från avrinningsområdets sydöstra delar och skärmbassängerna tar emot dagvatten framförallt från delar av Tyresövägen.

Avrinningsområdet till Hedvigslundsammarna är ca 55 hektar stort och utgörs till största del av skogsmark men även en stor del villa- och radhusområden. Hedvigslundsammarna har en permanent vattenyta på 900 m², vilket motsvarar ca 0,8 % av tillrinnande reducerad area (Nacka Vatten och Avfall AB, 2020). Medeldjupet vid fyllnad motsvarande den permanenta vattenytan är 1 meter. Dammarna har en reglervolym och kan fyllas upp till en vattenyta på ca 1 400 m² med ett maximalt djup på 1,9 m (Nacka Vatten och Avfall AB, 2020). I beräkningarna nedan har en dammutformning motsvarande den permanenta dammytan och vattendjupet använts, för att inte överskatta dammens reningsfunktion. Genomförda provtagningar och vattenanalyser av dagvattnet vid dammarnas inlopp respektive utlopp visar på en relativt obefintlig reduktion av fosfor i dammarna då ingen reduktion kan ses vid jämförelse mellan ingående och utgående halter av fosfor (WSP Environmental, 2013). Genomförda studier av dammarna pekar också på att det troligtvis sker en stor påverkan från grundvatten som strömmar in i dammarna (Nacka Vatten och Avfall AB, 2018). Utifrån det är reningseffekten svår att bedöma, speciellt om halter och inte mängder jämförs, då det troligtvis sker en utspädning av dagvattnet. Om utspädningen sker i dammarna, eller redan uppströms påverkar också hur analysresultaten bör tolkas. Vi har i detta PM valt att använda en teoretisk avskiljning i dammarna motsvarande den som erhålls vid utformning av dammarna med angiven permanent vattenyta, vilken är en reduktion på ca 37 procent avseende fosfor. Det innebär att Hedvigslundsammen beräknas avskilja 6,2 kg fosfor per år. Precis som i övriga beräkningar finns dock en osäkerhet och avskiljningen som beräknats i Stormtac är angiven till 1 - 11,4 kg fosfor per år.

Avrinningsområdet till skärmbassängerna är ca 34 hektar och utgörs främst av skog. Skärmbassängen anlades för att reducera tillförseln av olika ämnen från framförallt Tyresövägen. Skärmbassängen är 7 100 m² stor med ett medeldjup på 2 meter och en längd på 200 meter (Stockholm Vatten, 2009). Vid beräkning i Stormtac med införd dimension på skärmbassängen fås en mycket hög reduktion av fosfor, på upp emot 70 procent, vilken kan anses vara en något hög skattad reningsgrad avseende fosfor. Ett mer rimligt antagande är att reduktionen av fosfor i skärmbassängen är ca 50 - 55 procent som anges i Stormtacs databas (Stormtac, 2020). En reduktion av fosfor på 50 procent i skärmbassängen har därför använts för att beräkna avskiljningen något modest. Det innebär att ca 6 kg fosfor per år avskiljs i skärmbassängerna, även här finns dock osäkerheter i beräkningarna och avskiljningen av fosfor ligger enligt beräkningarna inom intervallet 4,6 – 7,4 kg per år.

Utöver de två anlagda dagvattenåtgärderna finns även ett större våtmarksområde inom Nacka kommuns del av Ältasjöns avrinningsområde. Avrinningsområdet till Älta våtmark består till största del av villaområden och natur- och parkmark med en relativt låg tillförsel av fosfor samt tillförsel av det renade dagvattnet från Hedvigslundsdammen. Reningseffekten i våtmarken är inte helt säker då tidigare studier visar på en hög utspädning genom grundvatteninträngning och att hela våtmarkens yta inte utnyttjas, den tidigare antagna reduktionen av fosfor i våtmarken är 50 procent (WRS AB, 2018). Under 2019 genomfördes dock ett antal provtagningar för in- och utgående vatten från våtmarken (WRS AB, 2019). Slutsatsen från dem var att det, utifrån genomförda provtagningar och erhållna analysresultat inte är möjligt att dra några säkra slutsatser. Vår bästa tolkning är att det sker episodiska fosforläpp som drivs av grundvattenutströmning i våtmarken, och att fosfortransporten företrädesvis är partikulär, både vid sådana släpp och vid mer normala strömningsförhållanden. Om detta är riktigt ger våtmarken troligtvis inte en effektiv avskiljning av fosfor på det sätt som teoretiskt kan beräknas (WRS AB, 2019). I beräkningen i detta uppdrag har vi därför valt att räkna med en något mer modest rening i Älta våtmark och har räknat med en rening motsvarande den som använts för Hedvigslundsdammen, ca 37 procent avskiljning avseende fosfor. Den beräknade avskiljningen av fosfor i Älta våtmark blir då 13 – 25 kg per år. Det är möjligt att avskiljningen är både högre eller lägre än så, men det är svårt att dra några sådana slutsatser.

I bilaga 1 återfinns utbredningen av och markanvändningen för avrinningsområdena till Hedvigslundsdamarna samt skärmbassängerna som ett shapefil-lager.

Den teoretiska avskiljningen i de befintliga anläggningarna har beräknats i Stormtac och uppgår till totalt 19 - 43 kg fosfor per år, se Tabell 4. Information om dimensioner för Hedvigslundsdamarna och skärmbassängerna är hämtade från underlag från Nacka Vatten och Avfall AB (Nacka Vatten och Avfall AB, 2020) respektive Stockholm Vatten (Stockholm Vatten, 2009).

Tabell 4. Teoretisk avskiljning av fosfor för de befintliga anläggningarna inom Ältasjöns avrinningsområde angivet i kg per år.

Anläggning	Reduktion av fosfor [kg/år]	Reduktion av fosfor [%]
Hedvigslundsdamarna	6,2 ±5,2*	37
Skärmbassängen	6,0 ±1,4**	50
Älta våtmark	19 ±6***	37
Summa reduktion	31 ±12	-

* Utifrån beräkningar i Stormtac med en angiven storlek på ca 900 m² (motsvarar ca 0,8 % av tillrinnande reducerad area) med ett medeldjup på 1 m. Dammen har en största volym på 1 400 m³, men den permanenta vattenvolymen har använts vid beräkningarna.

** Beräknat utifrån en antagen avskiljningsgrad på 50 procent avseende fosfor.

*** Utifrån antagen tillförsel till våtmarken på ca 50 kg fosfor per år som beskrivs i WRS utredning om våtmarken (WRS AB, 2018). Reduktionen i våtmarken har antagits motsvara samma procentuella reduktion som beräknats för Hedvigslundsdammen då liknande problematik med utspädning av grundvatten finns även för våtmarken.

Resultat

Den totala tillförseln av fosfor från land till Ältasjön beräknas uppgå till ca 160 kg per år (91-230 kg per år) och erhålls via dagvattnet vid olika dagvattenutlopp till sjön (Tabell 5). I beräkningen av fosfortillförsel via dagvattnet ingår även tillförseln från naturmark. Avskild mängd fosfor i anläggningarna har dragits av från den totala externa fosforbelastningen på Ältasjön som redovisas i Tabell 5 nedan. Av beräknad mängd fosfor som tillförs Ältasjön från mark så beräknas ca 125 kg per år tillföras från avrinningsområdet inom Nacka kommun och ca 28 kg per år från avrinningsområdet inom Stockholms stad.

Tabell 5. Årlig tillförd mängd fosfor till Ältasjön via tillförselkällan dagvatten (inkluderar naturmarksavrinning). Hänsyn är tagen till reduktionen i Hedvigslundsdammen, skärbassängerna i Kasbyviken samt i Älta våtmark (Tabell 4)

Källa	Fosforbelastning [kg/år]	Fosforbelastning från Nacka kommun [kg/år]	Fosforbelastning från Stockholms stad [kg/år]
Dagvatten inkl. naturmarksavrinning*	160 ±70	125 ±56	28 ±11

* Hänsyn tagen till reduktion i befintliga anläggningar, se Tabell 4. Hedvigslundsdamarna och Älta våtmark mottar vatten från Nacka kommuns del av avrinningsområdet och skärbassängen i Kasbyviken mottar vatten från Stockholms stads del av avrinningsområdet.

Tova Forkman Fahlgren och Preet C. Hernefeldt
WRS AB

Referenser

- LANTMÄTERIET, 2022. Markhöjdmodell nedladdning, grid 1+, Licens: Scalgo.
- NACKA VATTEN OCH AVFALL AB, 2018. Dimensionering Hedvigslunds dagvattendamm.
- NACKA VATTEN OCH AVFALL AB, 2020. Fakta om Hedvigslunds dagvattendamm.
- NORCONSULT AB, 2014. *Modellering av näringsbelastning och åtgärdsförslag för Ältasjön, Nacka kommun.*
- OPENSTREETMAPS BIDRAGSGIVARE, u.å. OpenStreetMap Foundation. Licens CC BY-SA.
- STOCKHOLM VATTEN, 2009. *Slutrapport för projekt inom Miljömiljarden, Stockholms stad.*
- STORMTAC, 2020. *StormTac Web database reningseffekter åtgärder.* Nr. Version 2020-04-03.
- STORMTAC, 2023. StormTac Web v.23.1.2 [internet]. *Utvecklad av Larm, T.* Tillgängligt: <http://app.stormtac.com/>.
- WRS AB, 2018. *Älta våtmark Dagvatten, grundvatten och naturvärden.* Uppsala.
- WRS AB, 2019. *Dagvattenåtgärder i befintlig bebyggelse inom Ältasjöns avrinningsområde, Nacka.* Uppsala, Nr. 2018-1232-B.
- WSP ENVIRONMENTAL, 2013. *Kontroll av dagvatten vid anläggning av trafikplats Hedvigslund.*

Bilagor

Bilaga 1 - Transport för övriga medtagna ämnen i Stormtac, se nedan i dokumentet

Projektfil från Stormtac (.xml) bifogas för att kunna importeras direkt till Stormtac web

Relevanta GIS-kompatibla filer biläggs gemensamt i en komprimerad mapp "Bilaga GIS":

- Använt avrinningsområde
- Använd markanvändning inom avrinningsområdet
- Avrinningsområde till befintlig skärmbassäng
- Avrinningsområde till Hedvigslundsdammen

Bilaga 1

Nedan anges utdata från Stormtac för de medtagna ämnena. Observera att nedan angivna mängder är ett medelvärde och inte en exakt mängd. Precis som i övriga beräkningar i Stormtac finns det en rad osäkerheter vad det gäller tillförseln av olika ämnen från respektive markanvändningstyp. Observera även att mängderna som anges är innan hänsyn har tagits till rening i befintliga dagvattenåtgärder.

Tabell 6. Föroreningsmängder (kg/år) per markanvändning med dagvatten+basflöde utan rening för avrinningsområdet inom Nacka kommun

Markanvändning	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Väg 5 (Åltavägen)	3,1	37	0,28	0,64	2,8	0,0092	0,39	0,22	1600	0,0025
Väg 7 (Tyresövägen)	3,8	37	0,43	0,96	5,4	0,0091	0,46	0,27	1800	0,0040
Parkering	1,1	12	0,14	0,28	1,0	0,0031	0,11	0,043	990	0,00042
Villaområde	82	780	3,9	7,2	30	0,16	1,9	2,4	16 000	0,017
Flerfamiljshusområde	33	280	1,8	3,7	13	0,083	1,4	1,2	12 000	0,0060
Koloniområde	0,28	11	0,0061	0,021	0,074	0,00024	0,0026	0,0017	52	0,000010
Centrumområde	1,8	13	0,11	0,20	1,0	0,0061	0,031	0,056	620	0,00062
Industriområde	3,6	24	0,23	0,50	2,9	0,017	0,16	0,20	1100	0,0017
Parkmark	3,3	39	0,13	0,23	0,64	0,0045	0,063	0,050	570	0,00013
Skogsmark	4,2	88	0,81	1,6	4,6	0,028	0,69	0,87	5300	0,0014
Våtmark	0,69	13	0,054	0,057	0,11	0,0014	0,0044	0,011	140	0,000089
Skolområde	13	78	0,61	1,2	4,3	0,028	0,49	0,41	2900	0,0021
Idrottsplats	0,60	6,1	0,021	0,044	0,099	0,0010	0,011	0,0087	190	0,000030
Gräsyta	2,6	22	0,058	0,17	0,41	0,0029	0,033	0,024	380	0,000093

Tabell 7. Föroreningsmängder (kg/år) per markanvändning med dagvatten+basflöde utan rening för avrinningsområdet inom Stockholms stad

Markanvändning	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Väg 7 (Tyresövägen)	23	220	2,6	5,8	32	0,054	2,8	1,6	11 000	0,024
Parkering	0,39	4,1	0,049	0,099	0,35	0,0011	0,037	0,015	350	0,00015
Villaområde	0,031	0,30	0,0015	0,0028	0,011	0,000062	0,00073	0,00093	6,0	0,0000065
Flerfamiljshusområde	3,5	30	0,19	0,39	1,3	0,0087	0,15	0,13	1300	0,00063
Industriområde	2,0	13	0,13	0,28	1,6	0,0095	0,091	0,11	650	0,00097
Skogsmark	2,0	42	0,39	0,79	2,2	0,014	0,33	0,42	2600	0,00068
Våtmark	0,40	7,5	0,032	0,033	0,066	0,00082	0,0026	0,0062	81	0,000052
Gräsyta	2,9	24	0,063	0,18	0,45	0,0031	0,036	0,026	420	0,00010

