

# Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Magelungen och Forsån

Miljöförvaltningen Stockholms Stad



Foto: Dimitry van der Nat, WRS AB

RAPPORT nr 2017-1014-A

Författare: Daniel Stråe, Anna Gustafsson, Dimitry van der Nat

2017-06-16, reviderad 2017-10-25

# Innehåll

|   |    |
|---|----|
| Sammanfattning .....  | 4  |
| 1 Inledning .....   | 6  |
| 1.1 Bakgrund.....   | 6  |
| 1.2 Syfte.....  | 6  |
| 2 Underlag .....  | 7  |
| 3 Övergripande metodik .....  | 8  |
| 4 Magelungen och Forsån.....  | 10 |
| 4.1 Allmän beskrivning .....  | 10 |
| 4.2 Statusklassning .....   | 11 |
| 4.2.1 Magelungen - Vattenmyndighetens klassning .....                             | 11 |
| 4.2.2 Forsån - Vattenmyndighetens klassning .....                                 | 12 |
| 4.2.3 Ekologisk status .....  | 12 |
| 4.2.4 Kemisk status .....   | 21 |
| 4.2.5 Statusklassning - sammanfattande slutsatser.....                            | 22 |
| 4.3 Tillrinningsområde .....  | 24 |
| 5 Beräknad tillförsel av fosfor från det direkta tillrinningsområdet .....        | 27 |
| 5.1 Avgränsning av parametrar.....  | 27 |
| 5.2 Schablonberäknade årliga fosfortransporter .....                              | 27 |
| 5.3 Bidrag från potentiella punktkällor i tillrinningsområdet .....               | 29 |
| 5.3.1 Enskilda avlopp .....   | 29 |
| 5.3.2 Felkopplade avlopp .....  | 35 |
| 5.3.3 Bräddningar från avlopps nätet .....  | 35 |
| 5.3.4 Övrigt .....  | 36 |
| 5.4 Framtida tillskott av fosfor via dagvatten från pågående planarbeten          |    |
| 36  |    |
| 6 Fosforflöden .....  | 38 |
| 6.1 Fosforbudget.....   | 38 |
| 6.2 Vad styr halten och mängden fosfor? .....                                     | 43 |
| 6.3 Hur hög fosforbelastning kan tillåtas?.....                                   | 45 |
| 7 Åtgärdsbehov (beting) .....   | 48 |
| 7.1 Fosfor .....  | 48 |
| 7.2 Hydromorfologi .....  | 51 |
| 7.3 PBDE, kvicksilver, PFOS och TBT .....   | 52 |
| 8 Åtgärdsförslag .....  | 54 |
| 8.1 Kunskapshöjande åtgärder .....  | 54 |
| 8.2 Åtgärder mot internbelastande fosfor .....                                    | 55 |
| 8.3 Åtgärder mot PBDE och PFOS.....   | 55 |
| 8.4 Åtgärder för minskad extern fosforbelastning genom<br>uppströmsåtgärder ..... | 55 |

|       |   |    |
|-------|---|----|
| 8.4.1 | Ombyggnad av kommunala gatu- och bebyggelseytor för lokal dagvattenhantering .....          | 55 |
| 8.4.2 | Förebyggande arbete mot förorening av dagvattnet.....                                       | 57 |
| 8.5   | Åtgärder för minskad extern fosforbelastning genom rening av samlat dagvatten.....          | 57 |
| 8.5.1 | Föreslagna platser .....  | 60 |
| 8.5.2 | Ytbehov.....  | 60 |
| 8.5.3 | Reningseffekt.....  | 60 |
| 8.5.4 | Kostnader och kostnadseffektivitet .....  | 60 |
| 8.5.5 | Prioriteringsordning .....  | 61 |
| 8.6   | Övriga åtgärder.....  | 61 |
| 8.6.1 | Spårning av felkopplade avlopp som belastar dagvattennätet..                                | 61 |
| 8.6.2 | Förhindra nya felkopplade avlopp .....  | 62 |
| 8.6.3 | Pluggning av dagvattenbrunnar i underjordiska parkeringar och på parkeringar under tak..... | 62 |
| 8.6.4 | Tillsyn/info miljöfarliga verksamheter.....   | 62 |
| 8.6.5 | Dagvatten från industriområden, köpcenter och stora vägar ...                               | 62 |
| 8.6.6 | Ökade krav vid planläggning .....   | 62 |
| 8.6.7 | Inrättande av en kompensationsåtgärdsorganisation.....                                      | 62 |
| 8.7   | Potentiell risk för förvärrade miljögiftsproblem vid minskad övergödning .....              | 62 |
| 8.8   | Potentiella risker vid aluminiumbehandling .....  | 63 |
| 9     | Referenser .....  | 65 |

Bilaga 1. Åtgärdsförslag för rening av samlat dagvatten.

Bilaga 2. Kostnadsberäkningar - åtgärdsförslag för rening av samlat dagvatten.

## Sammanfattning

Denna utredning syftar till att ta fram underlag till ett lokalt åtgärdsprogram för vattenförekomsterna Magelungen och Forsån.

Vattenkvaliteten i Magelungen är idag klassad som otillfredsställande medan Forsån bedöms ha måttlig ekologisk status. År 2027 ska både Magelungen och Forsån uppnå god ekologisk status enligt gällande miljö kvalitetsnorm.

Fosforhalterna i Magelungen påverkas i stor utsträckning av fosforinflödet från Norrån som avvattnar sjöarna högre upp i Tyresåns sjösystem. I nuläget bedöms dock fosforläckage från bottensedimentet, så kallad internbelastning, stå för den allra största påverkan. Även fosforbelastningen från omgivande landområden är kraftigt förhöjd.

Ämnen förutom fosfor som överskrider fastställda gränsvärden är polybromerade difenyletrar (PBDE), kvicksilver och högfluorerade ämnen (PFOS). Eventuellt gäller det även tributyltenn (TBT). De två förstnämnda ligger generellt över gränsvärdena i Sverige och omfattas av så kallade kvalitetsundantag.

Sedan tidigare beräknad tillförsel av fosfor via dagvatten från Stockholms delar av tillrinningsområdet har kompletterats med markanvändningsbaserade schablonberäkningar för Huddinges delar. Tillförseln beräknas till 550 kg per år. Beräkningar har även gjorts av tillförseln av fosfor från kvarvarande enskilda avlopp, vilka med hänsyn till retention i mark uppskattas bidra med mindre än 10 kg per år.

Tillförseln av fosfor har också beräknats utifrån stickprovtagning inom miljöövervakningsprogrammet och modellerade flöden från SMHI.

Den totala tillförseln av fosfor från tillrinningsområdet beräknas till 1350 kg/år.

Pågående planarbeten beräknas översiktligt innebära en ökad tillförsel på upp till 20 kg fosfor per år.

Den interna fosforbelastningen skattas till 500 kg/år.

Åtgärdsbehovet för fosfor för Magelungen och Forsån beräknas till:

- 24 % eller 135 kg/år för landbaserade källor inom Magelungens avrinningsområde och 90 % eller 70 kg/år inom Forsåns lokala avrinningsområde; totalt 205 kg
- 100 % eller 500 kg/år för internbelastningen

Åtgärdsbehov till följd av ny exploatering tillkommer.

I syfte att fastlägga den internbelastande fosfor föreslås aluminiumbehandling av Magelungens sediment.

Det föreslås att kommunerna omgående, om så inte redan sker, påbörjar ett långsiktigt, systematiskt uppströmsarbete för en långsiktigt hållbar, trög dagvattenhantering i befintlig bebyggelse. En minskning med ca 20 kg fosfor

per år bedöms kunna uppnås i delavrinningsområden utan föreslagna nedströmsåtgärder.

Eftersom det inte bedöms vara realistiskt att på så kort tid som tio år omdana avrinningsområdets bebyggda delar i tillräcklig omfattning måste detta långsiktiga arbete kombineras med mer kortsiktigt resultatinkriktade nedströmsåtgärder för att reningsbetingen ska kunna nås till 2027.

Det strategiska uppströmsarbetet föreslås inriktas på de tekniska delavrinningsområden där möjligheter till rening av samlat dagvatten saknas eller av olika skäl inte kan realiserats för att på kortast tid och med minsta möjliga resurser nå så långt som möjligt mot de uppsatta betingen.

Drygt tjugo nya eller utbyggda dagvattenreningsanläggningar föreslås. Dessa beräknas minska mängden fosfor med ca 245-300 kg per år i tillrinnande dagvatten. Det motsvarar 180-220 % av det beräknade reningsbetinget (135 kg/år). Tillsammans med LOD-åtgärder i delavrinningsområden där nedströmsåtgärder ej föreslås, kan även det beting som anges av Vattenmyndigheten (320 kg/år) uppnås.

Vid behov finns också möjligheter att anlägga skärmbassänger runt ledningsmynningar från delavrinningsområden där nedströmsåtgärder inte varit möjliga och uppströmsåtgärder ännu inte hunnit implementeras.

Som en sista kortsiktig åtgärd kan kemiska fällningssteg införas, vilket är konventionell teknik för fosforrening av avloppsvatten. Genom att införa kemisk fällning i de största dagvattenåtgärderna som Kräppla våtmark, skärmbassängen vid Farsta IP, föreslagen dagvattendamm vid trafikplats Skogås och föreslagen våtmark vid Magelungsvägen-Rågsvedsvägen skulle ytterligare ca 140 kg fosfor (varav merparten fosfatfosfor) kunna fastläggas per år.

Det sammanlagda investeringsbehovet för föreslagna platsspecifika dagvattenreningsanläggningsåtgärder uppskattas översiktligt till ca 40 Mkr. Uppskattningen har gjorts utifrån schablonkostnader utan att några förstudier av reningsanläggningarna har gjorts. Kostnaden för aluminiumbehandling beräknas till 5,3-7,6 Mkr.

Även andra systematiska åtgärder föreslås, liksom en rad kunskapshöjande åtgärder.

Även om det lokala reningsbetinget för fosfor uppnås före 2027 kommer Magelungen inte att uppnå god ekologisk status såvida inte påverkan från uppströms sjösystem minskat till en acceptabel nivå. Huruvida god kemisk status kan uppnås (med nationella undantag) till 2027 saknas för närvarande möjlighet till bedömning av till följd av kunskapsluckor rörande föroreningskällor.

# **1 Inledning**

## **1.1 Bakgrund**

I det pågående arbetet för att Stockholms vattenförekomster ska nå god ekologisk och kemisk status behöver de översiktliga åtgärdsprogram som Vattenmyndigheten tagit fram brytas ned i lokala, operativa och kostnadsberäknade åtgärdsprogram för respektive vattenförekomst. Därför har Stockholm Stad beslutat om en handlingsplan för framtagande av lokala åtgärdsprogram med målsättningen att nå god vattenstatus till 2021 alternativt 2027. Eftersom Magelungen och Forsån och dess tillrinningsområde sträcker sig över två kommuner; Stockholm och Huddinge; finns ett kommunöverskridande samarbete för att hantera frågorna kring recipienterna

## **1.2 Syfte**

Denna utredning syftar till att ta fram underlag för beslut om lokalt åtgärdsprogram för Magelungen och Forsån. Anläggningsförslagen i rapporten är preciserade på karta och åtgärderna kvantifierade så att åtgärdsbehovet för att nå god vattenstatus till 2027 framgår. Materialet finns även i GIS (shape-filer). Parallellt med uppdraget har ett motsvarande arbete genomförts för Drevviken.

## 2 Underlag

- GIS-data för delavrinningsområden, markanvändning, ledningsnät (endast delvis med vattengångar), bräddpunkter, utloppspunkter och pågående planarbeten samt höjddata i form av 5-meterskuvor.
- Tillgänglig information om befintliga dagvattenreningsanläggningar
- Information om potentiella punktkällor
- Mätdata från miljöövervakning, sedimentprovtagning, miljögifter i fisk
- Schablonberäknade dagvattenburna närsalt- och föroreningsmängder för Stockholms delar, beräknade med Stockholm Vatten och Avfalls schabloner.
- Stockholm Stads handlingsplan för god vattenstatus
- Vattenmyndighetens åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt

### 3 Övergripande metodik

Den övergripande arbetsmetodiken för uppdraget har bestått i att:

- 1) Ta fram GIS-skikt med ett sammanhängande avrinningsområde, markanvändning och föroreningstransporter utifrån kommunernas underlag, se kapitel 5 och 6.
- 2) Göra en oberoende statusklassning utifrån tillgängliga data, se avsnitt 4.2.
- 3) Kvantifiera dagens flöden av problemämnen till och från vattenmassan, i synnerhet med avseende på fosfor, se kapitel 6. För Stockholm har sedan tidigare beräknade transporter använts. För Stockholm var transporterna beräknade med en egen Stockholmsmodell där årsnederbörden 600 mm/år använts. För Huddinge har transporterna beräknats inom detta uppdrag med den stationskorrigerade och avrundade årsnederbörden 0,6 m, samt med schablonhalter och avrinningskoefficienter från StormTac, version 2015-06. Transporter av fosfor via Norrån och Forsån har beräknats utifrån månadsvis provtagning och SMHI:s modellerade flöden, med korrigering för tekniska avrinningsområden i det senare fallet.
- 4) Kvantifiera fosfortillskott till följd av pågående planarbeten under antagande om långtgående lokal dagvattenrening och utan, se avsnitt 5.5.
- 5) Kvantifiera maximalt tillåtna flöden av problemämnen för att god ekologisk och kemisk status ska uppnås. Detta görs huvudsakligen utifrån en framtagen fosforbudget, haltgränsvärden och beräknad tillrinning, se kapitel 6 och 7.
- 6) Kvantifiera åtgärdsbehoven (betingen) som skillnaden mellan dagens flöden och de maximalt tillåtna flöden, se kapitel 7.
- 7) Utifrån tillgängligt utredningsmaterial bedöma potentiella punktkällors påverkanspotential med avseende på identifierade problemämnen, se avsnitt 5.4.
- 8) Identifiera strategiska platser för dagvattenreningsanläggningar eller andra problemlösande åtgärder. Platser för dagvattenreningsanläggningar har identifierats utifrån schablonberäknade dagvattenburna föroreningstransporter med rumslig upplösning på delavrinningsområdesnivå eller mindre, utifrån ledningsnät, flygfoton samt information om befintliga reningsanläggningar, platsbesök och avstämning med berörda tjänstemän i projektgruppen, se avsnitt 8.3.



- 9) Prioritetsordna åtgärder utifrån i första hand den bedömda potentialen att bidra till uppfyllelse av reningsbetingen, det vill säga beräknad mängd avskiljbar fosfor, se kapitel 8.

Arbetet har skett i dialog med arbetsgruppen, bland annat genom ett antal avstämningsmöten, men även delredovisning och slutredovisning.

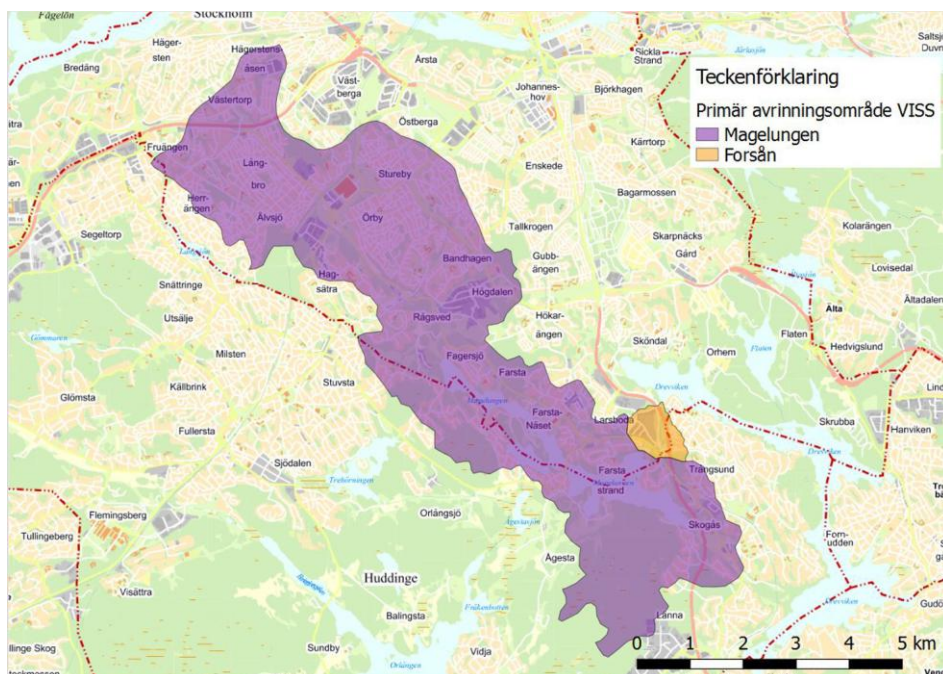
Projektgruppens kunskaper och engagerade deltagande har varit en viktig del i uppdragets genomförande. Två referensgruppsmöten har hållits med en bredare tjänstemannagrupp från berörda kommuner, representanter från Länsstyrelsen, Trafikverket och intresseföreningen Magelungens Vänner, med flera.

## 4 Magelungen och Forsån

### 4.1 Allmän beskrivning

Magelungen är 2,45 km<sup>2</sup> stor sjö i södra Stockholm. Sjön ligger delvis i Stockholm stad och delvis inom Huddinge kommun. Det direkta naturliga tillrinningsområdet är 35 km<sup>2</sup> stort. I det uppströms sjösystemet återfinns bland annat Orlången, Trehörningen och Ågestasjön som tillrinner via Norrån. Särskilt sjöns västra del, Fagersjöviken, är grund – mindre än 2 meter. Medeldjupet i hela sjön är 5 meter. Magelungen avrinner till Drevviken via den 1,4 km långa Forsån. Den naturliga tröskeln i utloppet från Magelungen sänktes på 1860-talet. Magelungen och Forsån är delar av Tyresåns sjösystem.

Magelungen är betydelsefull för sina rekreations- och naturvärden för människorna som bor runt sjön. Goda möjligheter finns till strandbad och fiske, även om dessa möjligheter begränsas av utbredda vassar och täta mattor av undervattensvegetation.



Figur 1. Karta över södra Stor-Stockholm och Huddinge. Magelungen ligger i det lilafärgade område som illustrerar Magelungens naturliga tillrinningsområde. Forsån ligger i det orangefärgade område som illustrerar Forsåns naturliga avrinningsområde. Observera att avrinningsområdet i verkligheten skiljer sig väsentligt åt på grund av VA-ledningsnätet, se kapitel 5. Kartutsnitt från Länsstyrelsens WebbGIS.

Medelvattenföringen i Forsån beräknas vara ca 0,7 m<sup>3</sup>/s och fallhöjden 0,5-0,7 m. Rinnsträckor återfinns i åns övre del närmast Magelungen (resterna av den "Fors" som återstår efter sänkningen av Magelungen) medan den nedre delen flyter stilla ut i Drevviken ("ån"). Ån passerar i kulvert under Nynäsbanan och

under broar till Magelungsvägen respektive Nynäsvägen. Den kulverterade sträckan under Nynäsbanan anses inte utgöra ett vandringshinder och några andra vandringshinder bedöms inte heller finnas (Huskvarna Ekologi 2013). Merparten av vattendragets sträckning är påverkat av mänsklig aktivitet i form av grävning, sprängning, rätning och kulvertering.

Strömstaren övervintrar i Forsån och här finns också signalkräfta.

**Tabell 1 Korta fakta om Magelungen och Forsån**

|                   |                        |
|-------------------|------------------------|
| <b>Magelungen</b> |                        |
| Kommun            | Stockholm och Huddinge |
| Sjöyta            | 2,45 km <sup>2</sup>   |
| Volym             | 11,6 Mm <sup>3</sup>   |
| Medeldjup         | 5,0 m                  |
| Maxdjup           | 14 m                   |
| Omsättningstid    | 6-7 månader            |
| <b>Forsån</b>     |                        |
| Kommun            | Stockholm              |
| Längd             | 1,4 km                 |
| Fallhöjd          | 0,5-0,7 m              |
| Medelvattenföring | 0,7 m <sup>3</sup> /s  |

## 4.2 Statusklassning

I detta avsnitt presenteras inledningsvis Vattenmyndighetens statusklassningar för Magelungen och Forsån. Därefter redovisas de statusklassningar som gjorts inom denna utredning utifrån ett utökad underlag. Dessa uppdaterade klassningar baserades på data från miljöövervakningsprogram som bedrivs av Stockholm Vatten och Avfall och Tyresåns vattenvårdsförbund. Data kompletterades med underlag från regional och nationell miljöövervakning (Länsstyrelsen i Stockholms län respektive SLU). Statusklassning utfördes i enlighet med gällande föreskrift (HVMFS 2013:19). Referensvärden hämtades från VattenInformationssystem Sverige (VISS). Klassningen omfattade samtliga matriser (vatten, biota, sediment) och den senaste tioårsperioden (2007-2016). För en närmare beskrivning av hur statusbedömningen går till hänvisas till Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter och vägledningar (<https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning/statusklassning-av-tyvatten.html>). Nämnvärt är att de förslag till vidareutveckling av bedömningsgrundernas biologiska indikatorer som tagits fram inom forskningsprogrammet WATERS (Waterbody Assessment Tools for Ecological Reference Conditions and Status in Sweden, <http://waters.gu.se/>) kan väntas leda till en revidering av bedömningsgrunderna. Det i sin tur kan medföra att vattenförekomsterna - även vid ett oförändrat tillstånd - kan komma att bedömas till annan ekologisk status.

### 4.2.1 Magelungen - Vattenmyndighetens klassning

Enligt Vattenmyndighetens senaste arbetsmaterial avseende statusklassning (2015-04-08) har Magelungen otillfredsställande ekologisk status.

Vattenförekomsten anges uppnå god kemisk ytvattenstatus med undantag för kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE) som generellt överskrider gränsvärdena i Sverige. Miljökvalitetsnorm för Magelungen har fastställts till god ekologisk status 2027 (tidsfrist för övergödning) och god kemisk status.

Myndighetens statusklassning baseras på data från regional och nationell provtagning perioden 2007-2013. Bedömningen av ekologisk status grundas i växtplankton, makrofyter (vattenvegetation), allmänna förhållanden i form av näringsämnen (totalfosfor), ljusförhållanden (siktdjup) och särskilda förorenande ämnen (ammoniak) samt hydromorfologi. Utslagsgivande för myndighetens bedömning är växtplankton som uppvisar otillfredsställande status. Näringsämnen och ljusförhållanden indikerar måttlig status. Ammoniak som är det enda ämne som klassats i gruppen särskilda förorenande ämnen (SFÄ) uppvisar god status. Makrofyter indikerar måttlig status. Eftersom denna kvalitetsfaktor inte har visat sig tillförlitlig vid bedömning till måttlig status<sup>1</sup> ges den inte någon tyngd i den slutliga bedömningen, vare sig av Vattenmyndigheten eller i de uppdaterade bedömningar som utförts inom detta uppdrag. Därtill redovisar myndigheten klassningar av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Magelungen bedöms ha otillfredsställande konnektivitet, hög status avseende hydrologisk regim och måttlig status avseende morfologi.

#### **4.2.2 Forsån - Vattenmyndighetens klassning**

Forsån har enligt myndighetens senaste arbetsmaterial (2013-11-18) måttlig ekologisk status. Vattenförekomsten anges uppnå god kemisk ytvattenstatus med undantag för kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE) som generellt överskrider gränsvärdena i Sverige. Miljökvalitetsnorm för Forsån har fastställts till god ekologisk status 2027 (tidsfrist för övergödning) och god kemisk status.

Myndighetens klassning av ekologisk status baseras på kiselalgundersökning (2012). Även näringsämnen (totalfosfor) klassas till måttlig ekologisk status. För denna kvalitetsfaktor uppges att mätdata saknas för bedömning, varför klassningen baseras på markanvändning i avrinningsområdet och tillståndet i uppströms belägna Magelungen. Därtill redovisar myndigheten klassningar av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Forsån bedöms ha god konnektivitet, dålig status avseende hydrologisk regim och dålig status avseende morfologi.

#### **4.2.3 Ekologisk status**

I nedanstående avsnitt redovisas de uppdaterade klassningar av ekologisk och kemisk status för enskilda kvalitetsfaktorer och ämnen som utförts inom detta uppdrag utifrån ett utökat dataunderlag.

---

<sup>1</sup> Även för sjöar där andra kvalitetsfaktorer, exempelvis näringsämnen, indikerar bättre eller sämre än måttlig ekologisk status indikerar makrofyter ofta måttlig status.

## Växtplankton

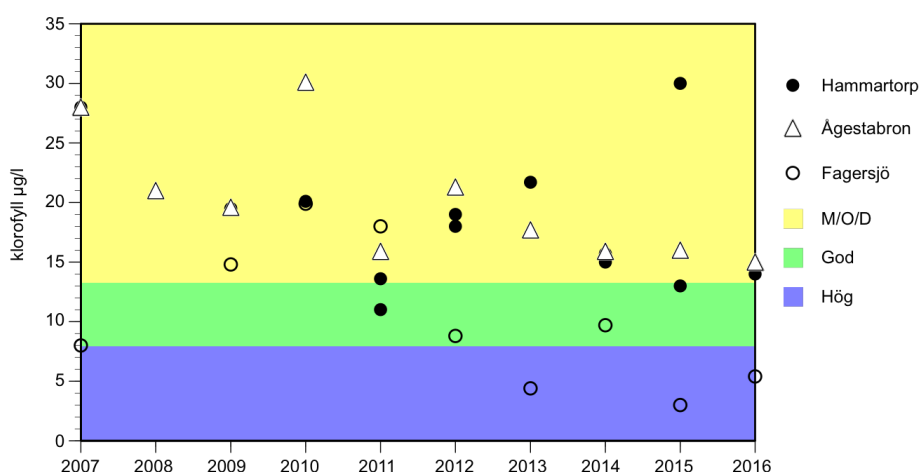
Status för växtplankton i Magelungen klassades baserat på den enda fullständiga planktonanalys som enligt vår kännedom genomförts det senaste decenniet, nämligen den som gjordes 2013 på uppdrag av Stockholms Stad (Larsson 2014). Växtplanktonprov togs i ytvatten vid stationerna Hammartorp och Fagersjö. Sammanvägd näringsstatus enligt gällande föreskrift (HVMFS 2013:19) är otillfredsställande status för Hammartorp och god status för Fagersjö (tabell 2). För Hammartorp indikerar samtliga variabler – totalbiomassa, andel cyanobakterier, trofiskt planktonindex (TPI) - otillfredsställande status. Flera släkter av potentiellt toxiska cyanobakterier noterades (*Dolichospermum* spp., *Microcystis* spp., *Woronichinia* spp.). Vid stationen Fagersjö var både biomassa och andelen cyanobakterier liten. Sämre än god status indikeras för denna station enbart av trofiskt planktonindex. Inga potentiellt toxiska cyanobakterier noterades. Den sammanvägda bedömningen av tillståndet vid Fagersjö är god ekologisk status. Båda bedömningarna har begränsad tillförlitlighet (C) eftersom dataunderlaget är litet. Skillnaderna i ekologisk status mellan de båda stationerna förklaras av att Magelungen har väsentligt olika karaktär i de delar som stationerna representerar. Fagersjöviken skiljer sig från sjöns övriga delar genom sitt ringa djup och en utbredd vattenvegetation. Stationen Hammartorp bedöms bättre representera huvuddelen av sjön. De förändringar som föreslås för bedömning av växtplankton i forskningsprogrammet WATERS (<http://waters.gu.se/>) kan komma att leda till ett annat utfall i statusklassningen, om de implementeras.

**Tabell 2 Näringsstatus avseende växtplankton i Magelungen, stationerna Hammartorp och Fagersjö. Klassningen baseras på data från 15 augusti 2013. EK avser ekologisk kvot och ligger till grund för statusklassningen.**

| Station    | Variabel                     | Enhet | Värde | EK   | Ekologisk status    |
|------------|------------------------------|-------|-------|------|---------------------|
| Hammartorp | Sammanvägd näringsstatus     | -     | 1,66  | -    | Otillfredsställande |
|            | Totalbiomassa                | mg/l  | 3,64  | 0,08 | Otillfredsställande |
|            | Andel cyanobakterier         | %     | 60    | 0,42 | Otillfredsställande |
|            | Trofiskt planktonindex (TPI) | -     | 2,51  | 0,12 | Otillfredsställande |
| Fagersjö   | Sammanvägd näringsstatus     | -     | 3,42  | -    | God                 |
|            | Totalbiomassa                | mg/l  | 1,11  | 0,26 | God                 |
|            | Andel cyanobakterier         | %     | 1     | 1,05 | Hög                 |
|            | Trofiskt planktonindex (TPI) | -     | 1,77  | 0,15 | Måttlig             |

I syfte att illustrera tillståndet för växtplankton över tid redovisas även halten av klorofyll *a* som är ett indirekt mått på växtplanktonbiomassa (Figur 2). Statusklassning med ledning av klorofyllhalter får enligt gällande föreskrift enbart göras om utfallet är hög eller god status. Vid klassning till sämre än god status krävs fullständig planktonanalys. Som framgår av figuren nedan låg klorofyllhalten vid stationerna Hammartorp och Ågestabron vanligen på en nivå som motsvarade sämre än god status. Vid stationen Fagersjö låg klorofyllhalten normalt sett betydligt lägre och huvudsakligen på en nivå som motsvarar god eller hög status. En trolig förklaring till detta är att Fagersjövikens

välutvecklade vattenvegetation kan bidra till lägre näringsnivåer i viken och därmed till mindre omfattande planktonproduktion. En lokal reningseffekt tack vare den rikliga vattenvegetationen är tänkbar genom växternas upptag av näringsämnen både ur vattenmassa och sediment, genom minskad resuspension (uppvirvling av bottenmaterial) och minskat utläckage av näringsämnen från sediment till vattenmassa samt genom att vattenvegetationen kan bidra till att partikulärt näringsrikt material i högre grad sedimenterar ut till bottenarna istället för att tillgängliggöras för växtplankton i vattenmassan. Ytterligare tänkbara förklaringar till de lägre klorofyllhalterna är en skuggande effekt av flytbladsväxter samt en möjligen mindre omfattande lokal näringsbelastning än till övriga delar av sjön. Klorofyllhalten uppvisade i många avseenden stora variationer. För stationerna Hammartorp och Ågestabron kan en statistiskt säkerställd trend av minskade halter beläggas för perioden ( $p < 0,05$ , Pearson's korrelationskoefficient). För Hammartorp är trenden signifikant enbart om den höga halt (30  $\mu\text{g/l}$ ) som uppmättes vid ett av de båda provtagningstillfällena i augusti 2015 exkluderas. Magelungen uppvisar minskande klorofyllhalter även för perioden 1998-2015 (Hagström & Pansar 2016).



Figur 2. Klorofyll a ( $\mu\text{g/l}$ ) i Magelungen under sommaren (aug-sept) 2007-2016 visas för stationerna Hammartorp, Ågestabron och Fagersjö mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt föreskrift (HVMFS 2013:19).

## Kiselalger

Status för kiselalger i Forsån klassades baserat på den undersökning som gjordes 2012 på uppdrag av Stockholms Stad (Sundberg 2012). Vid inventeringen noterades 44 taxa. Kiselalgindex IPS som visar näringsförhållanden och organisk påverkan, indikerar måttlig status, på gränsen mot god, se tabell 3. Bedömning till måttlig status stärks av att näringskrävande arter (stöddparametern TDI) dominerade helt och andelen föroreningstoleranta former (stöddparametern %PT) var förhöjd. Surhetsindex ACID motsvarade alkaliska förhållanden, vilket pekar på att årsmedelvärdet för pH ligger över 7,3. Andelen deformationerade kiselalgskal (2%) kan tyda på en svag (till tydlig)

påverkan av någon annan föroreningsbelastning än näringsämnen och organiskt material.

**Tabell 3 Kiselalgindex IPS, stödparametrarna TDI och %PT samt statusklassning enligt HVMFS 2013:19 för Forsån 2012. EK avser ekologisk kvot och ligger till grund för statusklassningen.**

| Station | IPS  | EK (IPS) | TDI  | %PT  | Ekologisk status |
|---------|------|----------|------|------|------------------|
| Forsån  | 14,3 | 0,73     | 78,4 | 11,6 | Måttlig          |

### Makrofyter (vattenvegetation)

Status för makrofyter i Magelungen klassades baserat på den inventering som gjordes 2009 på uppdrag av Länsstyrelsen i Stockholms län (Gustafsson 2010). Vid inventeringen noterades 23 arter vilket innebär att sjöns vattenvegetation var artrik. Inga rödlistade arter noterades. Främmande arter förekom i form av vattenpest och smal vattenpest. Sett till förekomstfrekvens i prover dominerade hornsärv (ca 70%) följt av korsandmat och axslinga (ca 40%), samtliga näringsgynnade arter. I den grunda Fagersjöviken noterades sammantaget tolv arter. Med 17 påträffade arter var Norråns mynningsområde, viken vid Mellansjö, det allra mest artrika delområdet. Djupast förekommande undervattensart noterades på 3,0 meters djup (hornsärv, krusnate).

Baserat på data från inventeringen bedömdes Magelungen med ledning av makrofytindex (TMI) ha måttlig status, se tabell 4. Antalet bedömningsgrundande arter var högt och den ekologiska kvoten låg inte nära någon klassgräns varför klassningen i dessa avseenden kan anses säker. Eftersom kvalitetsfaktorn makrofyter inte visat sig tillförlitlig vid bedömning till måttlig status, se kapitel 4.2.1, ges den dock inte någon tyngd i den sammanvägda statusklassningen.

**Tabell 4 Trofiskt makrofytindex (TMI) och antal bedömningsgrundande arter samt statusklassning enligt HVMFS 2013:19 för Magelungen 2009. EK avser ekologisk kvot och ligger till grund för statusklassningen.**

| Station    | TMI | EK   | Antal BG-arter | Ekologisk status |
|------------|-----|------|----------------|------------------|
| Magelungen | 5,9 | 0,67 | 22             | Måttlig          |

### Bottenfauna

Vattenmyndigheten redovisar ingen klassning av bottenfauna vare sig för Magelungen eller Forsån. Bottenfaunaundersökningar har dock genomförts i både Magelungen och Forsån under den senaste tioårsperioden.

År 2013 undersöktes bottenfaunan i Magelungens strandnära zon (litoral) respektive djupbotten (profundal) (Liungman m.fl. 2013). Litoralprover togs i Magelungen vid Ågestagården vid sjöns södra strand. Profundalprover togs på 11,5 meters djup nordväst om denna punkt. Litoralbottenfaunans var artrik och

en bedömning baserad på ASPT-index indikerar god ekologisk status, se tabell 5. I de prover som togs vid sjöns djupbotten saknades arter som ligger till grund för beräkning av BQI, det index som används vid statusklassning med ledning av djupbottenfauna. Den expertbedömning som gjorts av utföraren Medins Biologi AB pekar mot måttlig status, något som grundar sig i förekomst av andra indikatorarter (Liungman m.fl. 2013).

**Tabell 5 Statusklassning avseende näringspåverkan för bottenfauna i litoral (strandzon) och profundal (djupbotten), Magelungen 2013 samt Forsån 2009.**

| Station    | Undersökningstyp | Värde | EK   | Ekologisk status | Expertbedömning |
|------------|------------------|-------|------|------------------|-----------------|
| Magelungen | Litoral (ASPT)   | 4,83  | 0,82 | God              | God             |
|            | Profundal (BQI)  | 0,00  | 0    | Dålig            | Måttlig         |
| Forsån     | ASPT             | 4,60  | 0,86 | God              | i.u.            |
|            | DJ               | 8     | 0,6  | God              | i.u.            |
|            | MISA             | 66    | 1,4  | Hög              | i.u.            |

Bottenfaunan i Forsån undersöktes 2009 (Stehn 2010). I brist på botten lämpliga för den aktuella typen av undersökning togs prover i vattendragets övre del, i höjd med Perstorpsbron. Det innebär att resultaten inte är representativa för vattendraget som helhet. Med ett tjugotal noterade taxa får faunan anses vara artfattig. Klassningar baserade på ASPT-index och DJ-index indikerar god ekologisk status. Försumningsindex MISA visar hög status.

### Fisk

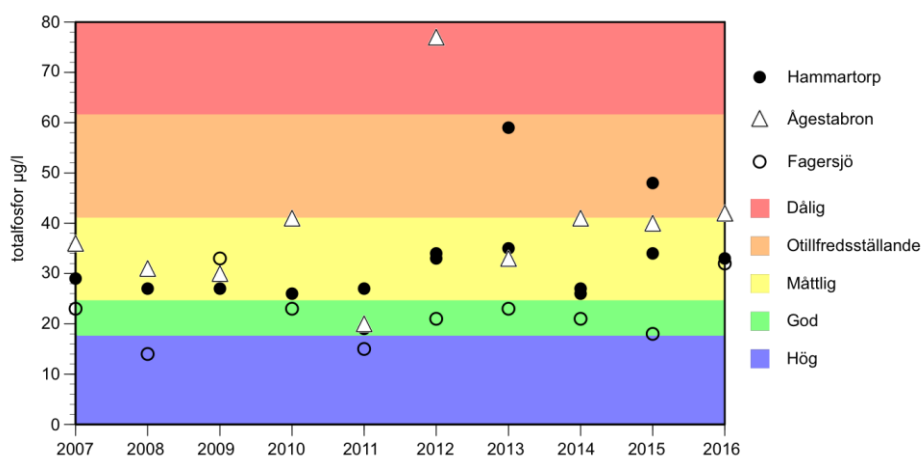
Vattenmyndigheten redovisar ingen klassning av fisk för Magelungen. Vid det standardiserade nätprovfiske som utfördes 2014 av Sportfiskarna på uppdrag av Stockholm Vatten och Avfall fångades åtta arter; abborre, benlöja, björkna, braxen, gers, mört, sarv, sutare (Fränstam 2014). Vid tidigare provfiske (1997) fångades ytterligare en art, nämligen gös. Fångstvikten var hög (3,4 kg/nät) vilket visar på näringsrika förhållanden. Att endast cirka tio procent av mängden fångades på djup större än sex meter indikerar att dåliga syrgasförhållanden under språngskiktet tvingar upp fisken till de grundare vattenmassorna. Sett till antal var mörten nära nog i dominans (48 %) följt av abborre (ca 30 %). Viktmässigt stod abborre för cirka en tredjedel av fångsten och mört för en fjärdedel. Klassning av ekologisk status med ledning av EQR8-index gav utfallet måttlig status. Sex av de åtta delparametrarna i EQR8 indikerar övergödning, samtliga dessa gav för Magelungen utslag för eutrofi.

### Näringsämnen

Magelungen bedöms av vattenmyndigheten ha måttlig ekologisk status avseende totalfosfor (VISS, 2007-2012). I de bedömningar som gjorts inom denna utredning baserar sig statusklassning för näringsämnen enligt gällande föreskrifter på totalfosforhalter i ytvattnet under sommaren (aug). Klassningen baserades på data för den senaste tioårsperioden (2007-2016) och samtliga provtagningsstationer. För stationen Hammartorp användes data för



vattenskiktet 0-5 meter, för stationen Ågestabron 0-2,5 meter och för Fagersjö enbart ytvatten. Fosforhalterna uppvisar stora variationer under perioden, både mellan stationer och år, se figur 3. Ingen trend kan beläggas för perioden. Perioden 1998-2015 har Magelungens fosforhalter avtagit tydligt, både sett som helhet och vid enskilda stationer (Hagström & Pansar 2016). Störst var haltminskningen i Fagersjö. Denna makrofytdominerade vik uppvisar generellt sett lägre halter än de båda övriga stationerna (Hammartorp, Ågestabron) och låg mestadels på en nivå motsvarande god status. Sett som medelvärde för samtliga stationer och hela perioden (2007-2016) uppgick till totalfosforhalten till 31 µg/l. Med ett referensvärde av 12,4 µg/l motsvarar det måttlig status. Om Fagersjö exkluderas ut beräkningen blir den resulterande halten tydligt högre, nämligen 35 µg/l. Halten är dock inte högre än att den fortfarande motsvarar måttlig status. De förbättringsbehov som beräknas för Magelungen i denna utredning utgår från den medelhalten som gäller samtliga stationer (31 µg/l).

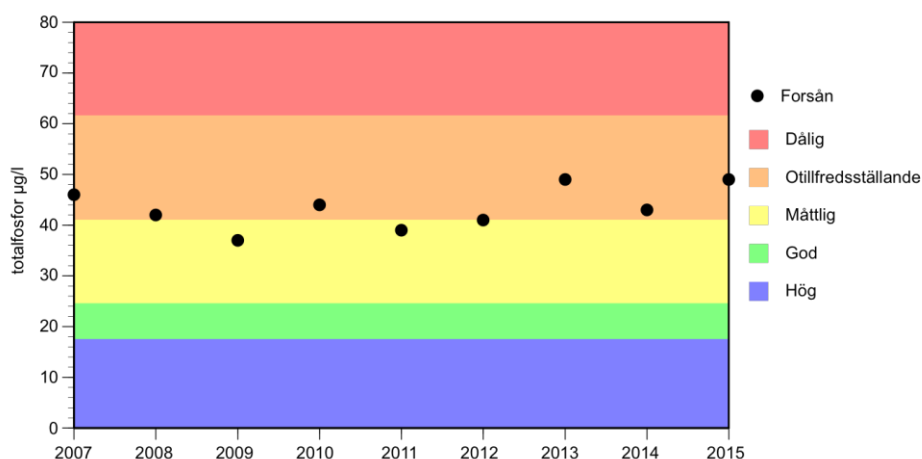


Figur 3. Totalfosfor i Magelungens ytvatten under sommaren (aug) 2007-2016. Data visas mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt VISS (referensvärde 12,4 µg/l).

För Forsån baserade sig statusklassning för näringsämnen enligt gällande föreskrifter på årsmedelvärden av totalfosforhalter (icke-flödesviktade). Klassningen baserades på data för den nedströms belägna stationen Forsån\_Nynäsvägen (L-TYR-DRE-T01-9) den senaste tioårsperioden (2007-2015) undantaget 2016 där datasetet inte var komplett då beräkningarna utfördes. Klassning gjordes mot ett referensvärde av 12,4 µg/l enligt VISS. Årsmedelhalterna varierade under perioden mellan 37 och 49 µg/l vilket motsvarar måttlig till otillfredsställande status, se figur 4. Medelvärdet för perioden uppgår till 43 µg/l vilket innebär att Forsån bedöms ha otillfredsställande status avseende näringsämnen.

Nämnvärt är att halterna i Forsåns övre del under samma period var något lägre, 39 µg/l. Det visar att Forsån är utsatt för näringspåverkan från det lokala avrinningsområdet. Att fosforhalterna även i åns övre del var betydligt högre än i den uppströms belägna Magelungen kan vara ett tecken på betydande

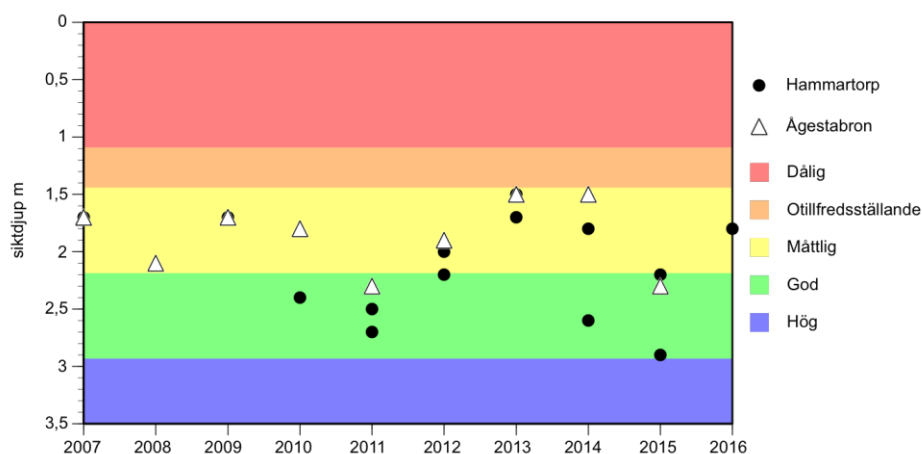
näringspåverkan till sjöns utloppsvik. Den senaste tioårsperioden ses ingen trend i fosforhalternas utveckling. Sett till perioden 1998-2015 har halterna avtagit något (Hagström & Pansar 2016).



Figur 4. Totalfosfor i Forsån sett som årsmedelvärden för 2007-2015. Data visas mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt VISS (referensvärde 12,4 µg/l).

### Ljusförhållanden

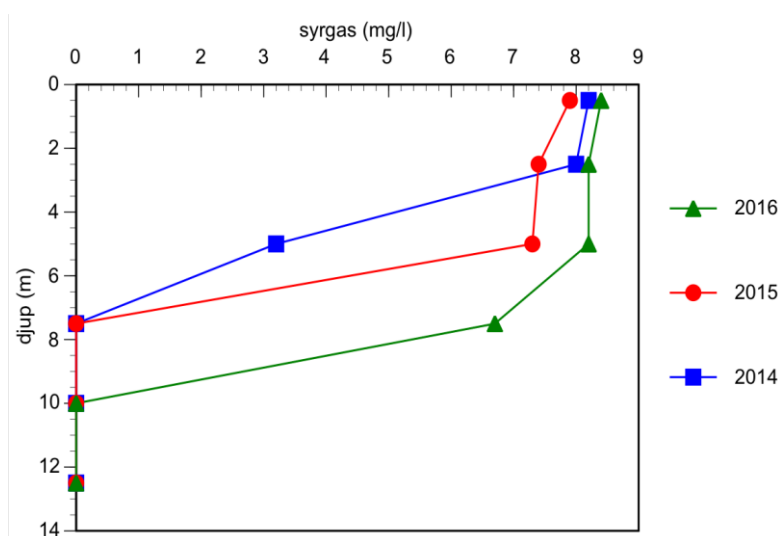
Magelungen bedöms av vattenmyndigheten ha måttlig ekologisk status avseende ljusförhållanden, mätt som siktdjup (VISS, 2007-2012, referensvärde 4,7 m). Även en uppdaterad klassning baserad på data från stationerna Hammartorp och Ågestabron augusti de senaste tio åren (2007-2016) indikerar ett siktdjup som i medeltal (2,0 m) motsvarar måttlig status, se figur 5. Variationerna mellan stationer och år har varit stora. Ingen trend kan beläggas för denna tioårsperiod och inte heller för den lägre tidsserie (1998-2015) som analyserats av Länsstyrelsen i Stockholms län.



Figur 5. Siktdjup (aug) i Magelungen 2007-2016 visas mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt VISS (referensvärde 4,7 m).

## Syrgasförhållanden

Klassning av Magelungens syrgasförhållanden saknas i VISS. Mätdata för perioden 2007-2016 visar att syrgasförhållandena är mycket ansträngda både vinter (feb) och sommar (juni-sept) med mycket låga syrgashalter och svavelvätebildning vid de djupare bottarna. Vid den provtagning som årligen genomförs i maj är tillståndet vanligen bättre som en följd av vårens omblandning av vattenmassorna. Vissa år har dock kritiskt låga syrgashalter registrerats redan denna månad. För övriga delar av året saknas mätdata. Under sommarens skiktning byggs ett förråd av svavelväte upp vid de djupa bottarna. Då vattenmassan cirkulerar under hösten åtgår syre för att oxidera det svavelväte som bildats och först därefter stiger syrgashalterna åter i bottenvattnet. Profiler över syrgashalter i Magelungen i augusti visar tydligt att syrgashalterna är höga i de ytliga vattenmassorna för att drastiskt minska vid språngskiktet och därefter ligga nära noll i det stagnanta bottenvattnet (Figur 6). Återkommande lägsta halter mindre än 3 mg/l indikerar dålig status. Under sådana förhållanden ska slutlig klassning göras mot beräknade referensvärden för syretäringshastighet. Eftersom uppgifter om syrgashalt vid isläggnings början saknas har ingen sådan beräkning utförts. Magelungens syrgasförhållanden klassas därför enbart som måttliga eller sämre.



Figur 6. Syrgasprofiler Magelungen augusti 2014-2016 (station Hammartorp).

## Särskilda förorenande ämnen (SFÄ)

Särskilda förorenande ämnen (SFÄ) är ämnen som belastar en vattenförekomst med så betydande mängder att det finns risk att ekologisk status inte uppfylls. Bedömning av ekologisk status görs genom jämförelser av uppmätta halter mot gränsvärden enligt föreskrift HVMFS 2013:19. Om halterna är lägre än gränsvärdet är bedömningen god ekologisk status, om gränsvärdet överskrids är bedömningen måttlig ekologisk status. Av de 24 ämnen i kategorin SFÄ som omfattas av gällande föreskrift (HVMFS 2013:19) finns för Magelungen

mätdata för fem ämnen och för Forsån tre, se tabell 6. Inga av dessa ämnen överskrider fastställda gränsvärden enligt gällande föreskrift (HVMFS 2013:19). Avseende dessa ämnen, och med detta dataunderlag, bedöms således Magelungen och Forsån ha god ekologisk status.

**Tabell 6 Halter av särskilda förorenande ämnen i Magelungen och Forsån i vatten eller biota (fisk) visas tillsammans med gränsvärden enligt HVMFS 2013:19. För ammoniak avses årsmedelhalter och inom parantes maximal halt perioden 2007-2012 (VISS). Metallhalter avser 2015 och PCB 2016. För metaller redovisas biotillgängliga halter (beräknade med bio-met 3.04). Lösta halter anges inom parantes.**

| Ämne                    | Magelungen     |                   | Forsån<br>vatten<br>µg/l | MKN (gränsvärde) |                   |
|-------------------------|----------------|-------------------|--------------------------|------------------|-------------------|
|                         | vatten<br>µg/l | biota<br>µg/kg vv |                          | vatten<br>µg/l   | biota<br>µg/kg vv |
| Ammoniak                | 0,56 (3,6)     |                   |                          | 1,0 (6,8)        |                   |
| Koppar                  | 0,05 (1,7)     |                   | 0,03 (1,2)               | 0,5              |                   |
| Krom                    | <0,2           |                   | <0,2                     | 3,4              |                   |
| Zink                    | 0,58 (3,3)     |                   | 0,23 (1,8)               | 5,5              |                   |
| PCB:er, icke-dioxinlika |                | 6,1               |                          |                  | 125               |

### Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

Vattenmyndighetens klassning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer omfattar konnektivitet, hydrologisk regim och morfologi. Magelungen bedöms ha otillfredsställande långsgående konnektivitet med anledning av att vandringshinder förekommer i anslutande vattendrag. Sjön bedöms ha hög status avseende hydrologisk regim. Myndighetens klassning av morfologiskt tillstånd omfattar närområde och svämplan. Drygt 40 procent av sjöns närområde (inom 30 meter från strandlinjen) utgörs av aktivt brukad mark och/eller anlagda ytor vilket ger utfallet otillfredsställande status. Strukturen och funktionen för Magelungens svämplan - övergångszonen mellan vatten och land - bedöms motsvara måttlig status eftersom det till nära 30 procent utgörs av artificiella marktyper. Underlag saknas för utökad/uppdaterad klassning av dessa kvalitetsfaktorer för Magelungen. Nämnvärt är att Magelungen och även den nedströms belägna Drevviken sänktes i slutet av 1800-talet genom Tyresö-Flatens sjösänkingsföretag (Asplund 1975). Sänkningen omfattade uppemot 2 meter enligt uppgift från Stockholms Stad. Sedan dess har ett så kallat nytt naturtillstånd inträtt, där flora och fauna anpassat sig till de nya förutsättningar som skapades då sjösänkningen genomfördes för mer än ett sekel sedan.

Forsån har inte några vandringshinder och bedöms ha god konnektivitet i uppströms och nedströms riktning. Den hydrologiska regimen klassas av Vattenmyndigheten som dålig då mer än 75 procent av vattendragets längs ligger inom markavvattningsföretag. Myndighetens klassning av morfologiskt tillstånd omfattar vattendragsfårans form, vattendragets planform, bottenstrukturer i vattendraget, fårans kanter samt vattendragets närområde och svämplan. Samtliga dessa parametrar uppges ha dålig status, undantaget svämplanet där klassningen är otillfredsställande status (ca 70%

artificiell mark). Den biotopkartering som utfördes 2012 (Nöbelin & Thorstensson 2013) ger stöd för att Forsån är kraftigt påverkad sett till rensning, rätning och bottenstrukt. Endast 16 procent av vattendragets längd bedömdes opåverkad av rätning/omgrävning. Karteringen visar också att död ved förekom mycket sparsamt. Sjösenkningsföretaget Tyresö-Flaten omfattade utöver en sänkning av Magelungen och Drevviken även kanalisering av Forsån. Även för vattendraget råder sedan lång tid tillbaka ett nytt naturtillstånd. Att Forsån kraftigt ändrat karaktär sedan ingreppet är tydligt.

#### **4.2.4 Kemisk status**

Klassificering av kemisk ytvattenstatus omfattar sammantaget 45 prioriterade ämnen som är beslutade för åtgärder då de utgör en risk för ytvattenmiljön och/eller finns uppmätta i ytvatten inom EU. Prioriterade ämnen har EU-gemensamma gränsvärden som motsvarar miljö kvalitetsnormen för kemisk status. Om miljö kvalitetsnormen överskrider uppnås inte god kemisk status i vattenförekomsten och åtgärder måste vidtas.

För Magelungen finns mätdata för 17 av dessa prioriterade ämnen, uppmätta i vatten, biota (fisk) eller sediment, se tabell 7. För Forsån finns data enbart för tre metaller. Halter av metaller och av per- och polyfluorerade ämnen (PFOS) i vatten samt av PFOS, bromerade difenyletrar (PBDE) och kvicksilver i fisk utgörs av data från miljöövervakning 2015-2016, Miljöförvaltningen, Stockholm Stad. För sediment anges data från undersökningar utförda 2002 (Sternbeck m.fl. 2003) och 2016 (Svelander & Huser 2017). Mätdata visas tillsammans med miljö kvalitetsnormer (MKN) enligt HVMFS 2013:19.

Ämnen som överskrider fastställda gränsvärden (rödmarkerade värden i tabellen) är PBDE, kvicksilver och perfluoroktansulfonsyra (PFOS). Tributyltenn (TBT) har gulmarkerats för att uppmärksamma att mätvärdet (2002) överskrider fastställt gränsvärde. Uppgifter om kolhalt (TOC) saknas dock vilket innebär att normalisering enligt gällande föreskrift inte har kunnat göras. Halten ligger på en sådan nivå att en relativt låg kolhalt (drygt 8 %) innebär att gränsvärdet klaras. Utöver PBDE och kvicksilver som i Sverige generellt överskrider gällande gränsvärden, uppnås alltså inte god kemisk status för PFOS och eventuellt inte heller för TBT.

PBDE-halterna i fisk från Magelungen överstiger inte bara fastställt gränsvärde, utan även nationellt medelvärde för sjöar (0,197 µg/kg vv, Karlsson & Viktor 2014). För denna ämnesgrupp finns således skäl att misstänka lokal föroreningspåverkan.

Medelhalten av PFOS i fisk (2015-2016) var mer än fyra gånger högre än gränsvärdet och nationellt medelvärde för sjöar (9 µg/kg vv, Karlsson & Viktor 2014) vilket får ses som anmärkningsvärt.

För Forsån saknas underlag för klassning av kemisk status i stor utsträckning. Ingen av de tre metaller (kadmium, bly, nickel) som undersökts överskred

fastställda gränsvärden. Avseende åtminstone dessa ämnen uppnår vattendraget god kemisk status.

**Tabell 7 Halter av prioriterade ämnen i Magelungen och Forsån (vatten, biota, sediment) visas tillsammans med miljö kvalitetsnormer (MKN) enligt HVMFS 2013:19. Inom klammer anges förslag till gränsvärden enligt HaVs skrivelse 21030927. Dessa gränsvärden är inte fastställda och ska enligt HaV betraktas som osäkra, men kan användas för att bedöma behovet av uppföljande övervakning. Rödmarkerade värden överskrider fastställda gränsvärden. Gulmarkerat värde (TBT, 2002) överskrider eventuellt gränsvärdet, men eftersom underlag saknas för normalisering mot kolhalt är detta osäkert. För metaller i vatten avses lösta halter (2015) samt för nickel även biotillgänglig halt (beräknad med bio-met 3.04). Halter i biota avser medelvärden 2015-2016. För sediment anges de högsta halter som rapporterats vid undersökningar utförda 2002 (Sternbeck m.fl. 2013) respektive 2016 (Svelander & Huser 2017).**

| Nr Ämne                           | Magelungen     |                   |                      | Forsån<br>vatten<br>µg/l | MKN (gränsvärde) |                   |                      |
|-----------------------------------|----------------|-------------------|----------------------|--------------------------|------------------|-------------------|----------------------|
|                                   | vatten<br>µg/l | biota<br>µg/kg vv | sediment<br>µg/kg TS |                          | vatten<br>µg/l   | biota<br>µg/kg vv | sediment<br>µg/kg TS |
| 2 Antracen                        |                |                   | 10                   |                          |                  | 24                |                      |
| 5 Bromerade difenyletrar (PBDE)   |                | 0,331             |                      |                          | 0,0085           |                   |                      |
| 6 Kadmium                         | <0,02          |                   | 1200                 | <0,02                    | 0,09 (0,6)       | 2300              |                      |
| 15 Fluoranten                     |                |                   | 160                  |                          |                  | 2000              |                      |
| 16 Hexaklorbensen                 |                | <0,1              | 4                    |                          | 10               | [33,8]            |                      |
| 17 Hexaklorbutadien               |                | <1,0              | <1                   |                          | 55               |                   |                      |
| 20 Bly                            | <0,05          |                   | 67000                | <0,05                    | 1,2 (14)         | 130000            |                      |
| 21 Kvicksilver                    |                | 140               | 220                  |                          | 20               | [670]             |                      |
| 22 Naftalen                       |                |                   | 36                   |                          |                  | [276]             |                      |
| 23 Nickel                         | 0,48 (1,9)     |                   | 500                  | 0,48 (1,8)               | 4 (34)           |                   |                      |
| 28 PAH Bens(a)pyren               |                |                   | 140                  |                          |                  | [183]             |                      |
| 28 PAH Benso(b)fluoranten         |                |                   | 150                  |                          |                  | [141]             |                      |
| 28 PAH Benso(k)fluoranten         |                |                   | 64                   |                          |                  | [135]             |                      |
| 28 PAH Benso(g,h,i)perylene       |                |                   | 170                  |                          |                  | [84]              |                      |
| 30 Tributyltennföreningar         |                |                   | 2,7                  |                          | 0,0002           | 1,6               |                      |
| 35 Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) | 0,0074         | 38,4              |                      |                          | 0,00065 (36)     | 9,1               |                      |
| 43 Hexabrom-cyklodekan (HBCDD)    |                | <0,1              |                      |                          |                  | 167               |                      |

#### 4.2.5 Statusklassning - sammanfattande slutsatser

Nedan redovisas de statusklassningar som för Magelungen sammanställts och/eller utförts inom ramen för denna utredning, se tabell 8. Sammanställningen visar att Vattenmyndighetens bedömningar är rimliga. Även med ett utökad underlag bedöms Magelungen ha otillfredsställande ekologisk status. Växtplankton var liksom tidigare utslagsgivande vid bedömningen. Att status är sämre än god indikeras även av bottenfauna på de djupare bottenarna (profundalen) samt av fisk. Stöd för bedömning till sämre än god status ges även av näringsämnen, ljusförhållanden och syrgasförhållanden. Att Magelungen är eutrofierad och drabbad av övergödningsrelaterad problematik framgår mycket tydligt av klassningarna. Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer ges enligt gällande föreskrift en utslagsgivande roll enbart då

både biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer indikerar hög status. I syfte att förbättra förutsättningarna för ett välfungerande ekosystem och därmed möjligheterna att uppnå och upprätthålla god ekologisk status är det dock i hög grad önskvärt att god ekologisk status eftersträvas även avseende hydromorfologi.

**Tabell 8 Sammanfattande klassning av Magelungens ekologiska respektive kemiska status baserad på data för perioden 2007-2016. För TBT redovisas äldre data (2002) då senare uppgifter saknas. För kemisk status redovisas enbart ämnen som överskrider eller eventuellt överskrider fastställda gränsvärden.**

| Klassning                                    | Magelungen          |
|--|---------------------|
| <b>Ekologisk status</b>                      | otillfredsställande |
| <i>Biologiska kvalitetsfaktorer</i>          |                     |
| Växtplankton (2013)                          | otillfredsställande |
| Bottenfauna, litoral (2013)                  | god                 |
| Bottenfauna, profundal (2013)                | måttlig             |
| Makrofyter (2009)                            | måttlig             |
| Fisk (2014)                                  | måttlig             |
| <i>Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer</i>  |                     |
| Näringsämnen (2007-2016)                     | måttlig             |
| Ljusförhållanden (2007-2016)                 | måttlig             |
| Syrgasförhållanden (2007-2016)               | måttlig eller sämre |
| Särskilda förorenande ämnen (2007-2016)      | god                 |
| <i>Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer</i>   |                     |
| Konnektivitet                                | otillfredsställande |
| Hydrologisk regim                            | hög                 |
| Morfologiskt tillstånd                       | måttlig             |
| <b>Kemisk status</b>                         | uppnår ej god       |
| Polybromerade difenyletrar, PBDE (2015-2016) | uppnår ej god       |
| Kvicksilver (2015-2016)                      | uppnår ej god       |
| Tributyltenn, TBT (2002)                     | osäker              |
| Perfluoroktansulfonsyra, PFOS (2015-2016)    | uppnår ej god       |

Vad gäller kemisk status visar uppdateringen ett sämre läge än vad Vattenmyndigheten redovisar. Utöver de överallt överskridande ämnena PBDE och kvicksilver uppnås inte heller god kemisk status för PFOS som uppmätts i anmärkningsvärt höga halter i fisk. Möjligen ligger även tributyltenn (sediment) över gränsvärdet, men underlag saknas för att säkert bedöma detta.

Motsvarande sammanställning av statusklassningar för Forsån redovisas nedan, se tabell 9. Även för Forsån är Vattenmyndighetens bedömningar rimliga och vattendraget bedöms oförändrat ha måttlig ekologisk status. Kiselalger var liksom tidigare utslagsgivande vid bedömningen. Att status är sämre än god indikeras även av näringsämnen som med ledning av mätdata bedöms till otillfredsställande status, alltså en sämre klass än Vattenmyndigheten redovisar. Bottenfauna indikerar tvärtom ett mindre påverkat tillstånd. Vad gäller hydromorfologiska kvalitetsfaktorer är det rimligt att förmoda att den

omfattande påverkan Forsån har utsatts för i form av rensningar och rätningar har betydelse för vattendragets växt- och djurliv och därmed för dess ekologiska status.

För Forsån saknas i stor utsträckning underlag för klassning av kemisk status. Ingen av de tre metaller som undersökts överskred fastställda gränsvärden. Avseende åtminstone dessa ämnen uppnår vattendraget god kemisk status.

**Tabell 9 Sammanfattande klassning av Forsån ekologiska respektive kemiska status baserad på data för perioden 2007-2016.**

| Klassning                                   | Forsån              |
|---|---------------------|
| <b>Ekologisk status</b>                     | <b>måttlig</b>      |
| <i>Biologiska kvalitetsfaktorer</i>         |                     |
| Kiselalger (2012)                           | måttlig             |
| Bottenfauna (2009)                          | god                 |
| <i>Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer</i> |                     |
| Näringsämnen (2007-2016)                    | otillfredsställande |
| Särskilda förorenande ämnen (2007-2016)     | god                 |
| <i>Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer</i>  |                     |
| Konnektivitet                               | god                 |
| Hydrologisk regim                           | dålig               |
| Morfologiskt tillstånd                      | dålig               |
| <b>Kemisk status</b>                        | <b>god</b>          |

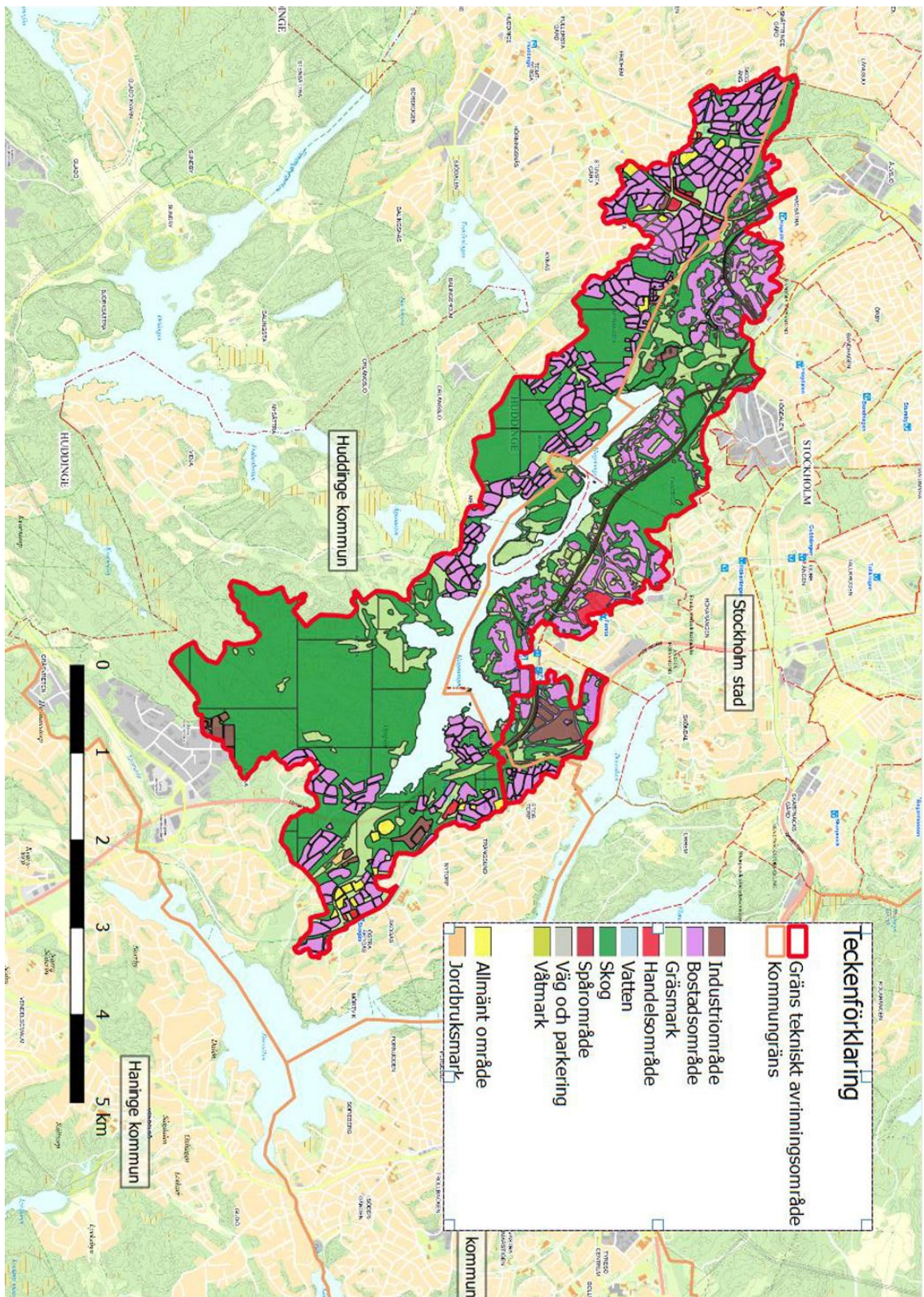
### 4.3 Tillrinningsområde

**Tabell 10 Korta fakta om tillrinningsområdet**

|  |   |
|--|---|
| Tillrinningsområde (exklusive sjöyta och m h t VA-nätet) | 19 km <sup>2</sup>  |
| Kommuner   | Stockholm och Huddinge                                      |
| Dominerande markanvändning                               | Grönområden och bostadsområden                              |
| Större vägar   | Nynäsvägen (73), Huddingevägen (226), Magelungsvägen (271), |
| Industriområden  | Larsboda, Snösätra, Vretvägen                               |
| Centrumområden   | Farsta Centrum  |
| Övrigt   | Högdalstippen   |

Magelungens tillrinningsområde med hänsyn till VA-nätets utbredning är 19 km<sup>2</sup> stort och sträcker sig från Segersminne, Hagsätra och Rågsved i väster, till Trångsund och Skogås i öster. Nästan 32 % av tillrinningsområdet tillhör Huddinge kommun och 68 % Stockholms stad. Förutom grönområden är den huvudsakliga markanvändningen bostadsbebyggelse. Trafikerade vägar som Nynäsvägen, Huddingevägen och Magelungsvägen passerar igenom området. Markanvändningen i tillrinningsområdet redovisas i kartan i figur 7.





Figur 7. Markanvändningen inom Magelungens och Forsåns tekniska avrinningsområden. Observera att det tekniska avrinningsområdet på grund av VA-ledningsnätet skiljer sig markant jämfört med det naturliga avrinningsområdet som återges i figur 1.

Kartan har satts samman av GIS-underlag från Huddinge och Stockholms kommuner. Tillrinningsområdets gräns är en kombination av den naturliga vattendelaren och VA-ledningsnätets gränser och är markant mindre än det naturliga avrinningsområdet som redovisas i figur 1. Ingen kartering eller verifiering i fält har gjorts inom uppdraget. Mindre avvikelser kan förekomma.

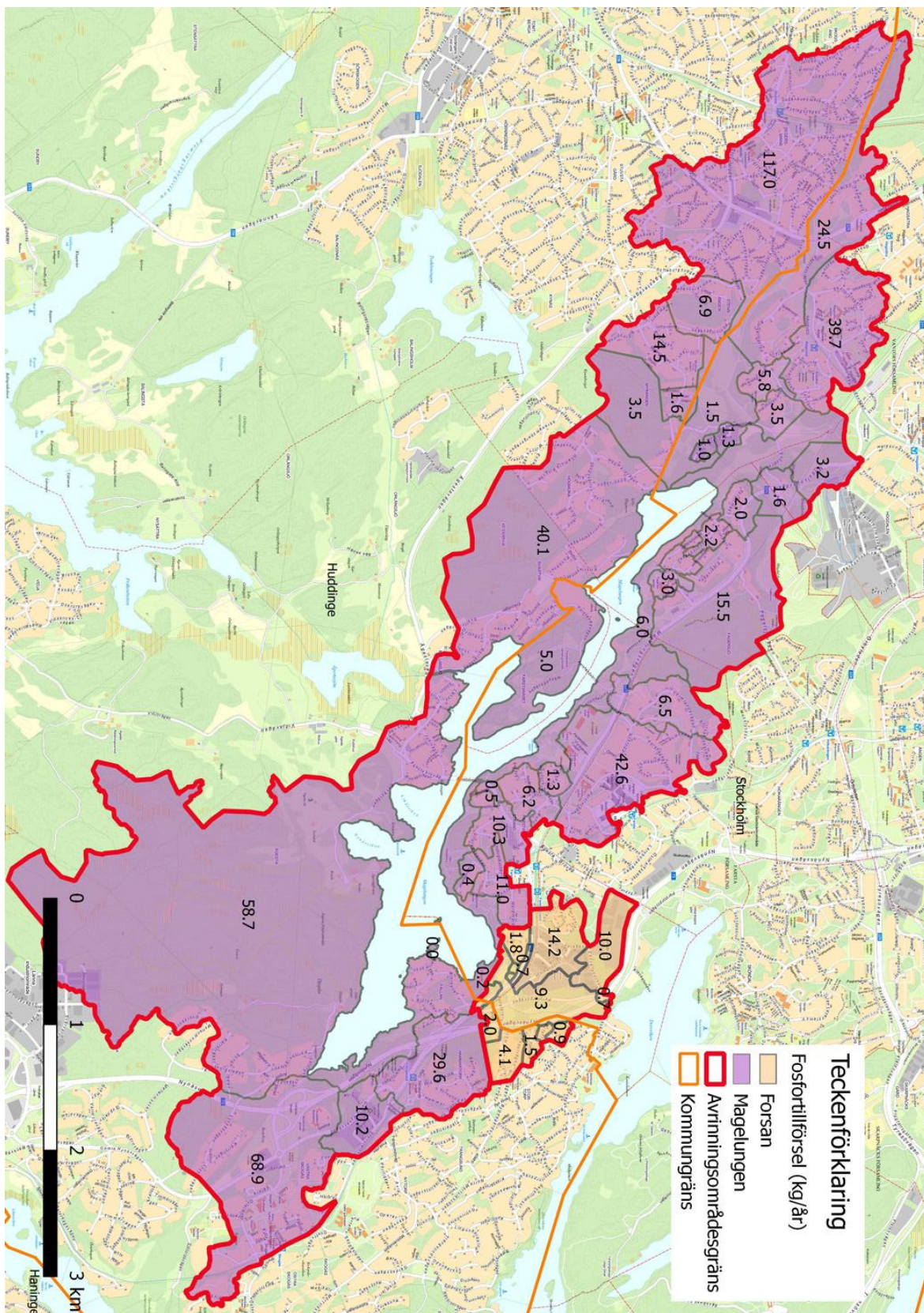
## **5 Beräknad tillförsel av fosfor från det direkta tillrinningsområdet**

### **5.1 Avgränsning av parametrar**

Av identifierade potentiella lokala problemämnen vid sidan av fosfor bedöms varken PBDE, PFOS eller TBT vara beräkningsbara med markanvändningsspecifika schablonhalter. TBT bedöms generellt härröra från båtbottnfärger och uppvisar vanligen mycket stark koppling till båtklubbar och marinor. Förekomst av PFOS bedöms utifrån nuvarande kunskapsläge i hög grad härröra från användning av brandsläckningsskum på brandövningsplatser medan spridning av PBDE sker via både luft och vatten. För samtliga dessa ämnesgrupper saknas välunderbyggda markanvändningsspecifika schablonhalter och några schablonberäkningar har således inte gjorts för dessa.

### **5.2 Schablonberäknade årliga fosfortransporter**

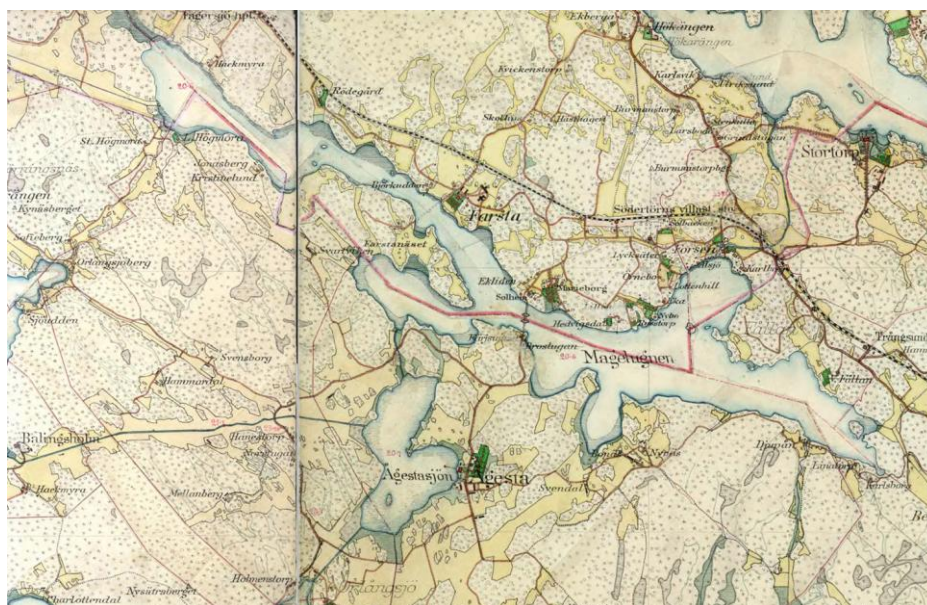
För delar inom Stockholm har sedan tidigare beräknade flöden och transporter använts. Dessa beräknas med en egen beräkningsmodell för Stockholm där årsnederbörden 600 mm/år använts. För Huddinge har flöden och transporter beräknats inom detta uppdrag med den stationskorrigerade och avrundade årsnederbörden 0,6 m, samt med schablonhalter och avrinningskoefficienter för dagvatten från StormTac, version 2015-06. Den schablonberäknade årliga bruttotillförseln av fosfor via dagvatten från tillrinningsområdet beräknas till 600 kg/år. Ett antal dagvattenreningsanläggningar finns inom avrinningsområdet, varav de största är Kräppla våtmark och skärmbassängen vid Farsta IP. Med hänsyn till en förmodad sammanlagd avskiljning i dessa på 60 kg/år uppgår den beräknade nettotillförseln via dagvatten till 540 kg/år.



Figur 8. Årlig fosfortillförsel från tekniska och naturliga delavrinningsområden till Magelungen och Forsån enligt schablonberäkningar.

Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Magelungen och Forsån, WRS AB & Naturvatten i Roslagen AB, 2017-06-16, rev. 2017-10-25

Det sammanlagda schablonberäknade fosforläckaget från tillrinningsområdet motsvarar ett specifikt arealläckage på 0,3 kg P/(ha·år). Det kan jämföras med arealläckage från skogsbruksmark som ligger i storleksordningen 0,03 kg P/(ha·år) (Ugglå & Westling 2003) och från jordbruksmark som ligger i storleksordningen 0,5 kg P/(ha·år) (Naturvårdsverket 2005). Observera att variationerna mellan olika referenser och områden är stora, i vissa fall mer än 50 %. Om arealläckagesiffrorna kombineras med en historisk markanvändning då skogsmarken var dominerande ger det en fingervisning om den antropogena påverkan och hur dagens belastning förändrats från en historisk situation. För markanvändning som den såg ut runt förra sekelskiftet, se figur 9.



Figur 9 Kartutsnitt från Häradsekonomska kartan 1901-06 över Magelungen och Forsån med omgivande mark. Markanvändningen dominerades av skogsmark (brun färg) med inslag av jordbruksmark (ljusbrun/gul färg) i dalgångarna.

## 5.3 Bidrag från potentiella punktkällor i tillrinningsområdet

### 5.3.1 Enskilda avlopp

Inom Magelungens tillrinningsområde finns ca 250 enskilda avlopp. De flesta av dessa ligger i Huddinge kommun, och är främst koncentrerade till s.k. omvandlingsområden, dvs. äldre fritidshusområden där folk mer och mer börjat bosätta sig permanent. Några spridda fastigheter med enskilt avlopp ligger i Stockholm stads del av avrinningsområdet. Den vanligaste avloppslösningen för fastigheter med indraget vatten är att vattentoaletten avleds till slutna tank och att bad-, disk- och tvättvatten (BDT) avleds till en markbaserad rening (t ex

infiltration eller markbädd)<sup>2</sup>. Dessa är de vanligaste lösningarna för både de med fritidshus och de som bor permanent. Det förekommer också ett antal fritidshus med torrtoaletter och enkla lösningar för BDT.

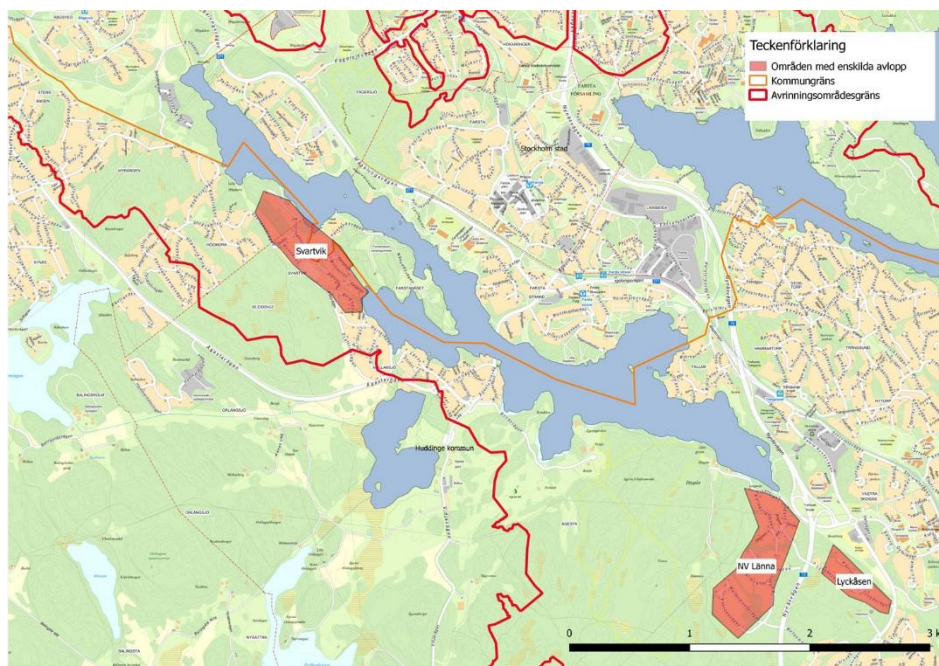
I en tidigare utredning för hela Tyresåns sjösystem<sup>3</sup> från 2008 konstaterade man att i vissa delavrinningsområden, såsom för Drevviken och Magelungen, dominerade belastningen från enskilda avlopp kraftigt. Utifrån de data man hade då över avloppens status i hela sjösystemet (totalt nästan 4 500 enskilda avlopp), så hade drygt 60 % olagliga avlopp utan längre gående rening än slamavskiljning, knappt 40 % hade slutna tank och några enstaka hade infiltration. Sedan dess har avloppen förbättrats och flera områden har anslutits till de kommunala reningsverken och belastar därför inte längre dessa sjöar.

I den del av avrinningsområdet till Magelungen som tillhör Huddinge kommun finns tre omvandlingsområden, se figur 10. Där har man sedan många år tillbaka ställt krav på slutna tank för WC för de som velat installera vattentoalett. Idag har över 90 % av fastigheterna med kommunal slamtömning slutna tank för WC. De fastigheter som fortfarande används för fritidsboende har ofta olika typer av torra toalettlösningar och enklare BDT-hantering. Områdena är inte inventerade, så den närmare statusen är okänd. De tre områdena; Svartvik, NV Länna och Lyckåsen, finns med i kommunens VA-utbyggnadsprogram, och planeras att ingå i det kommunala verksamhetsområdet för vatten och avlopp i framtiden. Svartvik är mest prioriterat, medan de övriga två ligger lite längre fram i tiden.

---

<sup>2</sup> Om allt avloppsvatten leds till en slutna tank leder det till en mycket hög tömningsfrekvens, vilket är olämpligt och vanligen endast medges som temporär lösning.

<sup>3</sup> Olshammar & Westerberg. 2008. Slutrapport för projektet "Verktyg och handlingsplan för kostnadseffektiva åtgärder för att minska övergödningen i Magelungen, Drevviken och Flaten".



Figur 10 Karta över områden med enskilda avlopp inom Magelungens avrinningsområde.

I tabellen nedan visas vilka områden med enskilda avlopp som finns i Magelungens avrinningsområde, hur många som bor där och hur stor andel av fastigheterna som är permanentbebodda. Uppgifterna är hämtade från Huddinges VA-utbyggnadsprogram.

**Tabell 11 Områden med enskilda avlopp inom Magelungens avrinningsområde.**

| Områden med enskilda avlopp | Antal avlopp | Permanentboendegrad, % | Kommentar   |
|-----------------------------|--------------|------------------------|---|
| Svartvik                    | 90           | 60                     | Huddinge kommun. Prio 1 enligt VA-utbyggnadsprogram <sup>4</sup> , och planeras anslutas till kommunens VA-nät inom några år. |
| NV Länna                    | 100          | 70                     | Huddinge kommun. Prio 2   |
| Lyckåsen                    | 40           | 60                     | Huddinge kommun. Prio 2   |

Inkommande mängder till avloppsanläggningarna har beräknats utifrån de schablonciffror för innehåll i avloppsvatten som anges i de allmänna råden för små avloppsanläggningar<sup>5</sup> och av SMED<sup>6</sup>. Eftersom de flesta människor

<sup>4</sup> VA-utbyggnadsprogram för Huddinge kommun. 2016.

<sup>5</sup> Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållsspillvatten. HVMFS 2016:17.

<sup>6</sup> Ek m fl. 2011. Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. Svenska MiljöEmissionsData, SMED Rapport Nr 44.

tillbringar viss tid av dagen utanför hemmet, t.ex. då de arbetar, har hemmavaron antagits vara 65 % för permanentboende. Antalet boende i varje fastighet har antagits vara 2,4 personer. För fritidshus har en närvarograd om 49 % för en person räknats fram utifrån SMED:s antagande om 180 persondagar per år för fritidshus. Schablonsiffror för beräkning av inkommande belastning anges i tabell 12.

**Tabell 12 Schablonsiffror som använts för beräkningar av inkommande fosforbelastning till enskilda avloppsanläggningar**

|  | Permanentboende | Fritidsboende |
|--|-----------------|---------------|
| Specifik belastning WC+BDT (g/pers dygn)               | 1,7             | 1,7           |
| Specifik belastning BDT (g/pers dygn)                  | 0,15            | 0,15          |
| Närvarograd (%)  | 65              | 49*           |
| Antal personer per hushåll                             | 2,4             | 1             |
| Mängd till reningsanläggning (kg P per hushåll och år) | 0,97            | 0,31          |

\*Räknat på 180 persondagar per år med 100 % hemmavaro.

För beräkning av avskiljning av fosfor i olika typer av avloppsanläggningar har schablonsiffror använts, se tabell 13 nedan.

**Tabell 13 Avskiljning av fosfor från enskilda avlopp med olika tekniklösningar. Avskiljning i procent av inkommande belastning<sup>7</sup>.**

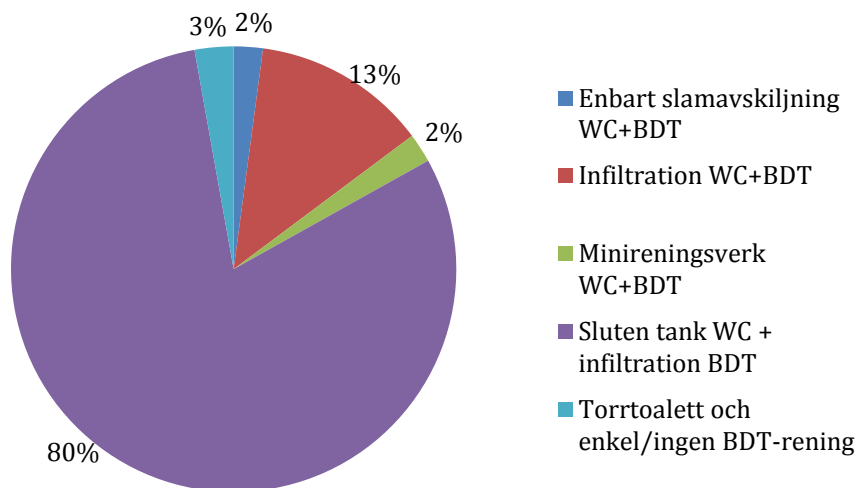
| Tekniklösning                          | Avskiljning av fosfor (%) |
|--|---------------------------|
| Enbart slamavskiljning WC+BDT          | 15                        |
| Infiltration WC+BDT                    | 50                        |
| Minireningsverk WC+BDT                 | 80                        |
| Sluten tank WC + infiltration BDT      | 95                        |
| Torrtoalett och enkel/ingen BDT-rening | 90                        |

Uppgifter om vilken typ av avloppslösningar som finns i de olika områdena har för Huddinges del hämtats från slamtömningsregistret<sup>8</sup>. Det finns inte uppgifter för alla områden, och uppgifterna är inte alltid kompletta. Vissa antaganden har därför fått göras. För områden där uppgifter saknas, har fördelningen mellan olika tekniker antagits vara liknande som för andra områden. Vi har också antagit att fastigheter med torra toalettlösningar endast används som fritidshus.

<sup>7</sup> Ek m fl. 2011. Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. SMED Rapport Nr 44.

<sup>8</sup> Tommy Holmström, SRV Återvinning. Personligt meddelande, februari 2017.





Figur 11. Antagen fördelning mellan olika avloppslösningar i de områden där uppgifter saknas.<sup>9</sup>

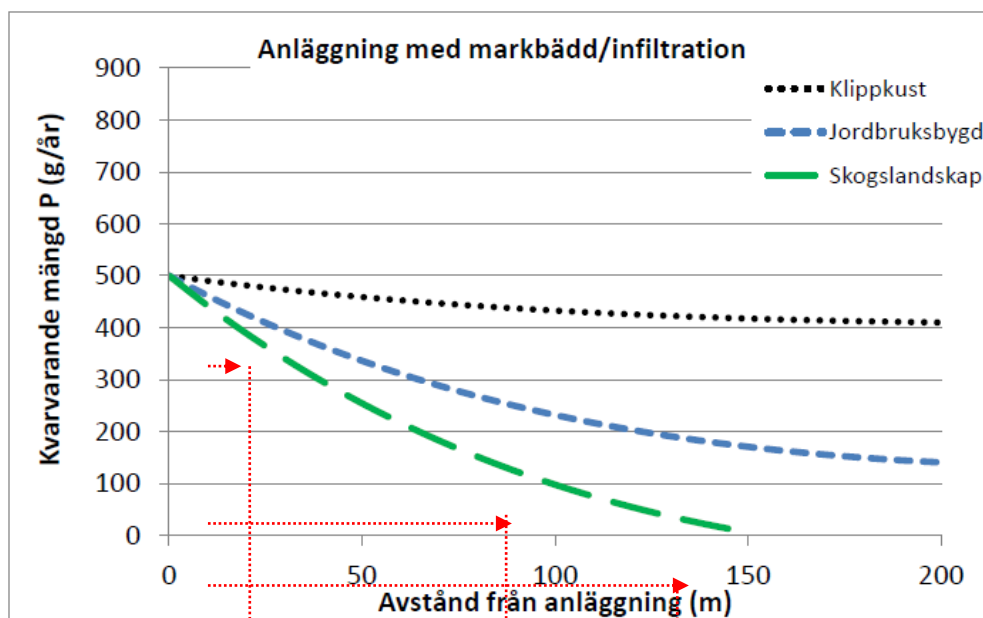
Renat vatten från en enskild avloppsanläggning tillförs ofta omgivande mark passivt. I marken sker avskiljande processer som kvarhåller fosfor, så kallad retention. Retentionen är ofta betydande och reducerar risken för påverkan på ytvatten. I beräkningarna har vi räknat med en retention i marken på sträckan till närmaste vattendrag, olika stor beroende på avståndet, se tabell 14.

<sup>9</sup> Baserat på uppgifter från SRV.

**Tabell 14 Antagen retention (kg P/år) vid olika avstånd till närmaste vattendrag. Källa: Ridderstolpe m fl 2016.**

| Avstånd till recipient (m) | Retention (kg P/hushåll och år) |
|----------------------------|---------------------------------|
| 0-20 m                     | 0,05                            |
| 20-100 m                   | 0,3                             |
| >100 m                     | 0,4                             |

Tabellen ovan är baserad på nedanstående graf (Figur ) från en ny rapport som finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten. Grafen anger kvarvarande mängd fosfor vid olika markförhållanden och på olika avstånd från avloppsanläggningen. I samtliga områden med enskilda avlopp inom Magelungens avrinningsområde har landskapstypen bedömts vara skogslandskap. Avståndet till närmaste vattendrag har mätts på karta. Samma retention använts för hela området. Ingen retention i vattendragen har antagits.



Figur 12. Kvarvarande mängd fosfor i avloppsvattnet efter utsläpp till mark från ett hushåll med markbaserad anläggning. De röda pilarna anger kvarvarande mängd fosfor vid 0-20 m, 20-100 m samt >100 m från anläggningen. Baserat på Ridderstolpe m fl. 2016<sup>10</sup>.

Den utsläppta mängden fosfor per hushåll har beräknats enligt följande:

$$\text{Mängd fosfor [kg/år]} = \text{Belastning per hushåll och år} * \text{antal hushåll} * (1 - \text{reduktion i anläggningen} - \text{retention})$$

<sup>10</sup> Ridderstolpe m fl. 2016. Bedömning av självrening och retention i mark vid provning av små avlopp – smittskydd och fosfor. VA-guiden rapport 2016:2.

De enskilda avloppen i Magelungens avrinningsområde beräknas belasta sjön med ca 7 kg fosfor årligen, se tabell 15. Från anläggningarna beräknas ca 23 kg fosfor/år släppas ut, men där ca 70 % fastläggs i marken på väg mot recipienten. Svartvik är planerat att anslutas till kommunala VA-nätet inom de närmaste åren, och de övriga finns med i kommunens VA-utbyggnadsplaner på längre sikt.

**Tabell 15 Beräknade årliga utsläpp av fosfor från enskilda avlopp i Magelungens avrinningsområde och bidrag till recipienten.**

| <b>Recipient<br/>Magelungen</b> | <b>Kommun</b> | <b>Ut från anläggning<br/>(kg P/år)</b> | <b>Till recipient<br/>(kg P/år)</b> |
|---------------------------------|---------------|---|-------------------------------------|
| Svartvik                        | Huddinge      | 5,5                                     | 0,8                                 |
| NV Länna                        | Huddinge      | 11                                      | 4,2                                 |
| Lyckåsen                        | Huddinge      | 4,4                                     | 1,3                                 |
| Spridd bebyggelse               | Stockholm     | 1,9                                     | 0,3                                 |
| <i>Totalt</i>                   |               | 23                                      | 7                                   |

### 5.3.2 Felkopplade avlopp

Felanslutningar av spillvatten till dagvattennätet bidrar troligen på ett inte obetydligt sätt till fosforbelastningen på Magelungen. Bedömningen av felkopplingarnas betydelse grundar sig på erfarenheter från åtgärdsarbeten i andra områden, samt att ett mindre dagvattenutsläpp konstaterats vara avloppspåverkade i samband med fältbesök inom uppdraget.

### 5.3.3 Bräddningar från avloppsnätet

Bräddningar från pumpstationer har historiskt varit ett problem, men då man framgångsrikt arbetat bort bristerna är så inte längre fallet. Några problemstationer finns inte inom tillrinningsområdet. Utifrån statistik över bräddningar av spillvatten inom Magelungens tillrinningsområde från Stockholm Vatten och Avfalls miljörapporter för åren 2010-2015 (inkluderar också Huddinge) är den genomsnittliga bräddmängden av koncentrerat spillvatten till följd av tekniska problem endast ett fåtal kubikmeter per år. Bräddvolymen i samband med nederbörd som orsakas av att dagvatten belastar spillvattennätet är mindre än 400 m<sup>3</sup> per år. Enligt den modellering av bräddmängder utifrån statistiska regn som Sweco gjorde 2014 beräknas bräddad spillvattenvolym till 65 m<sup>3</sup> per år och den totala bräddvolymen blandat spill- och dagvatten till 520 m<sup>3</sup> per år. Räknat på dessa högre siffror och antagna fosforhalter på 5 mg P/l i bräddande spillvatten och 0,2 mg P/l i dagvattenutblandat spillvatten utgör det genomsnittliga fosfortillskottet via bräddningar maximalt 0,5 kg per år. I ett sammanhang där reningsbehovet uppgår till hundratals kg fosfor per år kan konstateras att ytterligare åtgärder mot bräddningar från spillvattennätet inte är prioriterat med hänsyn till fosforbelastning. Beräkningarna bedöms vara mycket tillförlitliga förutsatt att angivna bräddade vattenvolymer är riktiga.

### 5.3.4 Övrigt

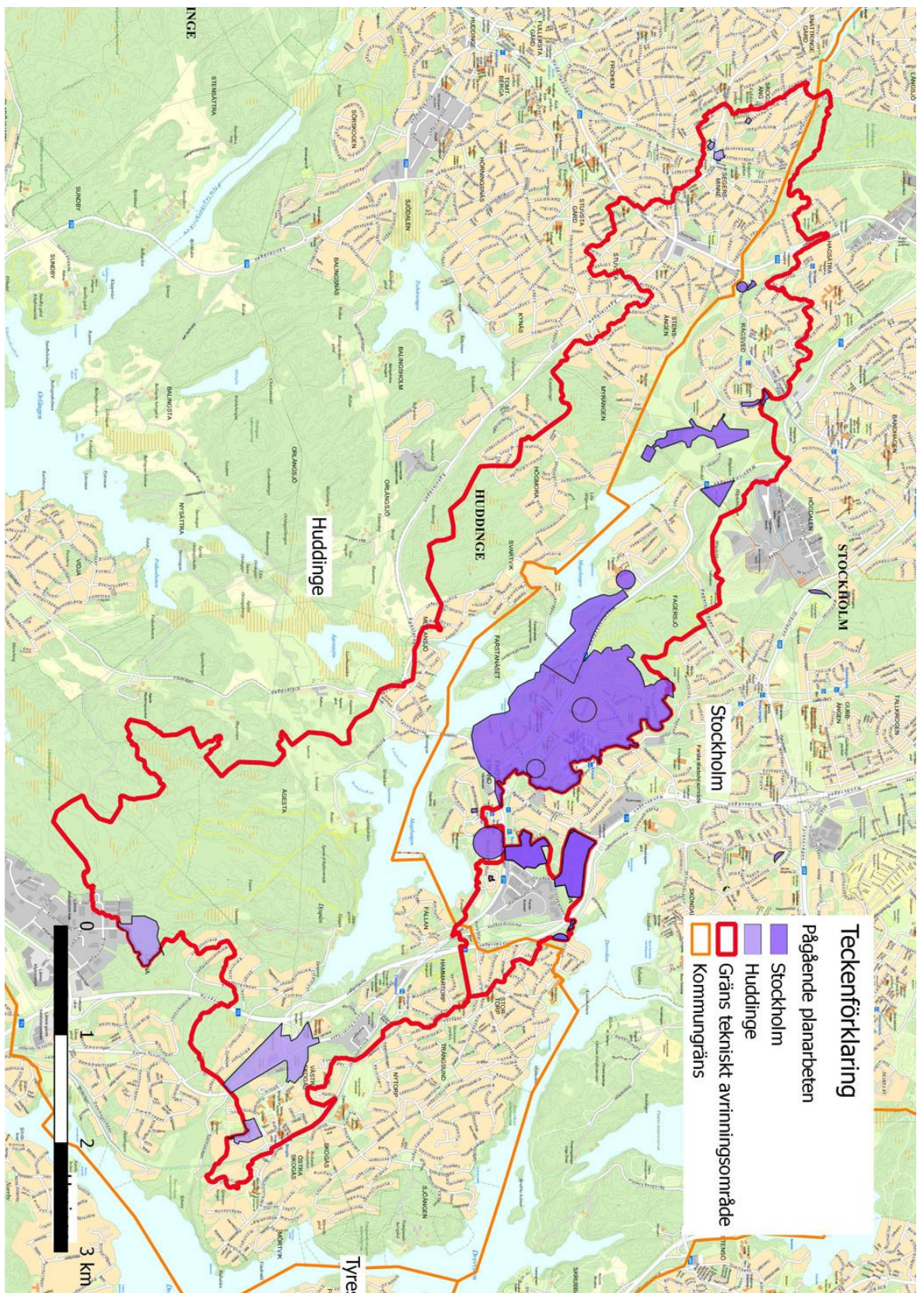
Kända riskverksamheter och förorenade områden har gått igenom och diskuterats i projektgruppen med avseende på deras potential som punktkällor till näringsämnen och problemämnen i recipienten. I två fall har ytterligare information inhämtats: brandövningsplatsen vid Studsviksanläggningen i Ågesta och Högdalstippen. Det finns dock i dagsläget ingen grund för att misstänka att dessa skulle utgöra några punktkällor. Åtgärder uppges ha vidtagits mot spridning av PFOS i brandsläckningsskum från brandövningsplatsen vid Studsviksanläggningen i Ågesta. Tidigare undersökningar av Högdalstippen indikerar inte några utsläpp av PBDE, PFOS eller TBT.

## 5.4 Framtida tillskott av fosfor via dagvatten från pågående planarbeten

För pågående planarbeten har schablonberäkningar gjorts av fosfortillförseln med dagens markanvändning och med den planerade markanvändningen för att uppskatta det potentiella fosfortillskottet. Beräkningarna har gjorts med schabloner och koefficienter från StormTac. Markanvändningen före och efter genomförandet har förenklats eftersom detaljnivån på underlagen var mycket variabel. För planer gällande förtätning av befintlig bebyggelse har vi antagit en ökat avrinningskoefficient till de näst högre StormTac kategori, till exempel från radhusbebyggelse till flerfamiljshusbebyggelsen. Uppskattningen har gjorts dels för en situation med långtgående lokal dagvattenrening motsvarande 80 % avskiljning av fosfor och dels för en situation utan åtgärder (0 % avskiljning). Scenarierna har valts i syfte att illustrera ett maximalt utfallsintervall mellan framgångsrik respektive och misslyckad implementering av LOD. Underlag I GIS för sammanlagt femton pågående planarbeten som totalt omfattar 228 ha har erhållits från Huddinge och Stockholm (Figur 13).

Sammanfattningsvis bedöms dessa planerade förändringar innebära en ökad årlig tillförsel av fosfor med ca 5-20 kg P (långtgående LOD motsvarande 80 procent avskiljning respektive ingen LOD och ingen avskiljning). Att den absoluta ökningen av fosfortillskottet från 15 planarbeten bedrar "bara" 20 kilo per år utan LOD beror på att de flesta detaljplanen handlar om förtätning på befintlig bebyggelse och inte om exploatering av hittills obebyggd mark.

När naturmark exploateras krävs långtgående LOD för att inte öka belastningen av fosfor ytterligare till de redan överbelastade recipienterna. När befintlig bebyggelse rivs eller byggs om syftar långtgående LOD-åtgärder istället till att infria den fulla förbättringspotentialen som uppstår till följd av ombyggnaden.



Figur 13 Pågående planarbeten i oktober 2016 för Stockholm stad och Huddinge kommun. Källa: Respektive kommun

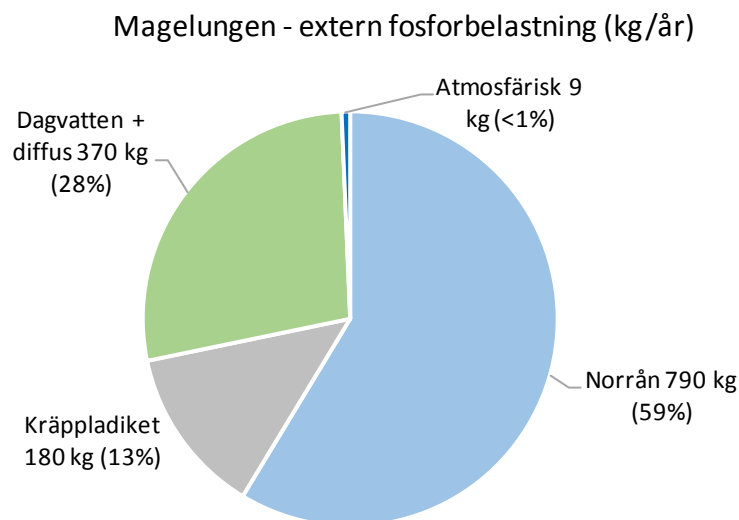
## 6 Fosforflöden

### 6.1 Fosforbudget

I detta avsnitt presenteras en sammanställning av fosforflöden till, inom och från Magelungen och Forsån. Transporter av fosfor via Norrån och Forsån har beräknats utifrån månadsvis provtagning under perioden 2007-2015 och SMHI:s modellerade flöden med korrigering för tekniska avrinningsområden (flödet för Norrån har ej korrigerats). Övrig extern belastning har schablonberäknats.

#### Magelungen

Magelungens största tillflöde Norrån beräknas belasta sjön med i genomsnitt 790 kg fosfor per år (2007-2015). SMHI redovisar för samma period en obetydligt högre belastning, 825 kg/år. Kräppladiket som mynnar i Fagersjöviken beräknas utifrån månadsvis provtagning stå för i medeltal 70 kg/år. Schablonberäkningar indikerar en betydligt högre mängd, nämligen 180 kg/år. Eftersom mätdata visar att fosforhalterna i vattendraget kan variera mycket snabbt, något som gör beräkningar baserade på stickprovdata osäkra, antogs de schablonberäknade mängderna bäst spegla belastningen via Kräppladiket. Övrig extern påverkan till Magelungen summeras i schablonberäkningar av diffus tillrinning och skattas till 370 kg/år. Atmosfärisk deposition på sjöytan beräknas motsvara ett fosfortillskott av 9 kg/år. Sammantaget ger detta en extern fosforbelastning av 1350 kg/år, se figur 14. Norrån beräknas stå för cirka 60 procent av belastningen och utgör den största källan följt av den diffusa belastningen (ca 30 %).

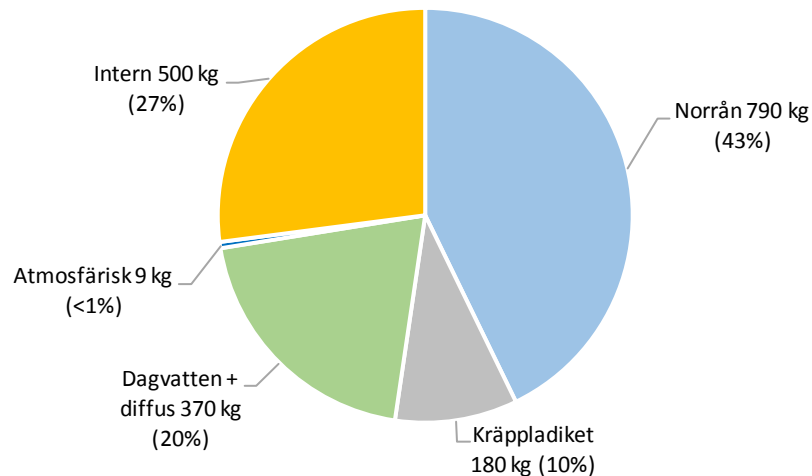


Figur 14. Extern fosforbelastning (kg/år) till Magelungen. Sammantaget beräknas belastningen till 1350 kg/år med Norrån som största källa.

Den årliga fosforexporten från Magelungen via Forsån beräknas till i genomsnitt 950 kg/år (2007-2015). SMHI anger en något högre uttransport, 1030 kg/år. Räknet på de transporter som anges ovan baserat på mätdata (2007-2015) och schablonberäkningar kan retentionen för fosfor beräknas till nära 30 procent. Baserat på SMHI:s data erhålls en något högre retention, cirka 35 procent.

I tillägg till denna externa fosforbelastning påverkas Magelungen även av den samlade effekten av tidigare års näringspåverkan – ”gamla synder”. För att kunna analysera åtgärdsbehovet och föreslå åtgärder som är effektiva för att nå de beslutade miljökvalitetsnormer, är det önskvärt att analysera och ta hänsyn även till vilket genomslag denna tidigare belastning har i dagsläget. Det görs genom en utredning av sedimentens roll i fosforflödet till sjöns vattenmassa. Normalt sett sker en nettofastläggning (retention) av näringsämnen i sedimenten. Efter en lång tids omfattande näringsbelastning finns skäl att misstänka att det har lagrats så stora mängder näringsämnen i sjöns sediment att de inte längre förmår upprätthålla denna naturligt självrenande funktion, åtminstone inte under syrgasfria förhållanden. Mycket riktigt visar också vattenkemiska undersökningar att det sker en ackumulation av fosfor i det bottennära vattnet då Magelungen är skiktad. Då vattenmassan cirkulerar – vanligen under vår och höst - blandas det näringshaltiga bottenvattnet med ytskiktet vilket påverkar näringsförhållandena i sjön och bidrar till en ökad näringsbelastning till nedströms liggande vattensystem. Utöver den externa belastning som Magelungen utsätts för i nuläget, föreligger alltså även en intern belastning av näringsämnen. Denna interna fosforbelastning skattades med ledning av volymviktade fosforhalter i de djupare vattenmassorna (hypolimnion) för stationen Hammartorp och en omräkning till läckage per bottenyta. Det fosforläckage som på så vis beräknades antogs gälla för ackumulationsbottnar, vilka i sin tur antogs representeras av bottnar från åtta meters djup. Halva detta läckage ansattes för transportbottnar, vilka antogs omfatta bottnar på sex till åtta meters djup. På detta vis skattades den interna fosforbelastningen till i medeltal cirka 500 kg/år (300-700 kg/år 2007-2015). Att underlaget för beräkningen utgörs av data från enbart en station (Hammartorp) och givet de antaganden som gjorts i övrigt måste skattningen ses som mycket osäker. En kartering av läckagebenägen fosfor i Magelungens bottnar (Svelander & Huser 2017) visar att denna station är belägen i den del av sjön där de högsta sedimentfosforhalterna registrerats. Det innebär en risk för att den interna fosforbelastningen överskattats. Med hänsyn till den interna fosforbelastningen summeras fosforbelastningen till Magelungen till 1850 kg/år, se figur 15. Norrån beräknas stå för drygt 40 procent av belastningen och är alltså den största källan. Den interna belastningen bidrar med drygt en fjärdedel av belastningen och den diffusa med en femtedel.

### Magelungen - total fosforbelastning (kg/år)



Figur 15. Total fosforbelastning (kg/år) till Magelungen. Sammantaget beräknas belastningen till 1850 kg/år med Norrån som största källa. Skattningen av den interna belastningen måste ses som mycket osäker.

Sedimentundersökningar i Magelungen (Rydin 2005, Arvidsson & Rydin 2013, Svelander & Huser 2017) visar att mängden läckagebenägen fosfor i sjöns botten är måttligt hög och uppvisar vad som får anses vara en liten ytmässig variation. De högsta mängderna beräknas för det djupare område i sjöns sydöstra del där provtagningsstationen Hammartorp är belägen. Den senast genomförda sedimentundersökningen anger den potentiella internbelastningen som medelhög. Att frisättningen av fosfor från Magelungens botten är betydande, åtminstone vid Hammartorp, framgår tydligt av vattenkvalitetsundersökningar där de högsta årliga fosfatfosforhalterna vid botten registrerats till i medeltal 440 µg/l för åren 2007-2015.

Delar av den fosforbelastning som redovisas ovan utgörs av en naturlig bakgrund, det vill de säga fosforflöden som skulle råda i en opåverkad situation. I syfte att åskådliggöra ungefär hur stor del av belastningen som härrör från mänsklig påverkan gjordes en ansats att uppskatta denna antropogena andel.

Internbelastningen är ett resultat av att den externa fosforbelastningen varit förhöjd under en lång tidsperiod. Genom denna förhöjda externa belastning har ett fosforförråd byggts upp i sedimenten vilket till slut lett till ett läckage av fosfor från botten. Internbelastningen bör alltså ses som alltigenom antropogen, det vill säga orsakad av mänsklig påverkan.

För den landbaserade tillrinningen redovisas två skattningar av den antropogena andelen.

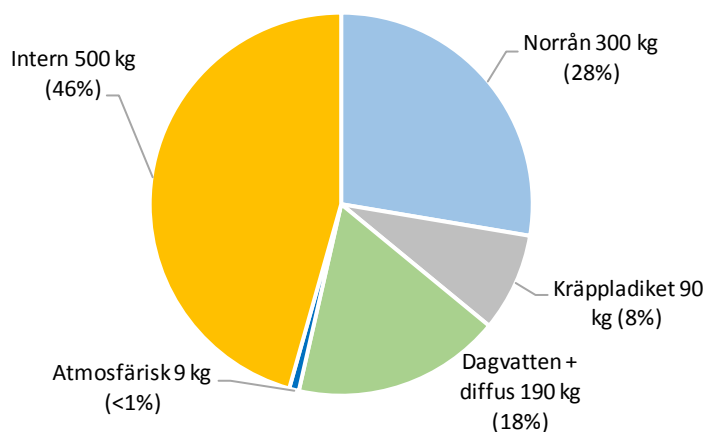
Uppgifter om bakgrundsbelastning redovisas av SMHI (Vattenweb). För Norrån uppges bakgrundsbelastningen utgöra hela 62 procent. För Magelungens lokala tillrinningsområde anges en bakgrund av 48 procent. Räknet på dessa uppgifter



skulle den antropogena fosforbelastningen uppgå till blygsamma 300 kg för Norrån (38 %), 190 kg för det diffusa tillflödet (drygt 50 %) och 90 kg för Kräppladiket (38 %). Den sammanlagda antropogena externa fosforbelastningen uppgår med detta beräkningssätt till 585 kg/år. Inklusivt den interna belastningen blir summan 1100 kg/år, se figur 16.

Enligt denna skattning står den interna belastningen för den huvudsakliga antropogena fosforpåverkan till sjöns vattenmassa, motsvarande cirka 45 % av totalmängden. Den antropogena belastning som beräknats på detta vis ter sig orimligt låg, bland annat med tanke på att Ormlången i Norråns avrinningsområde är kraftigt eutrofierad, och att fosfortransporterna i Norrån måste minska med cirka hälften om god ekologisk status ska uppnås.

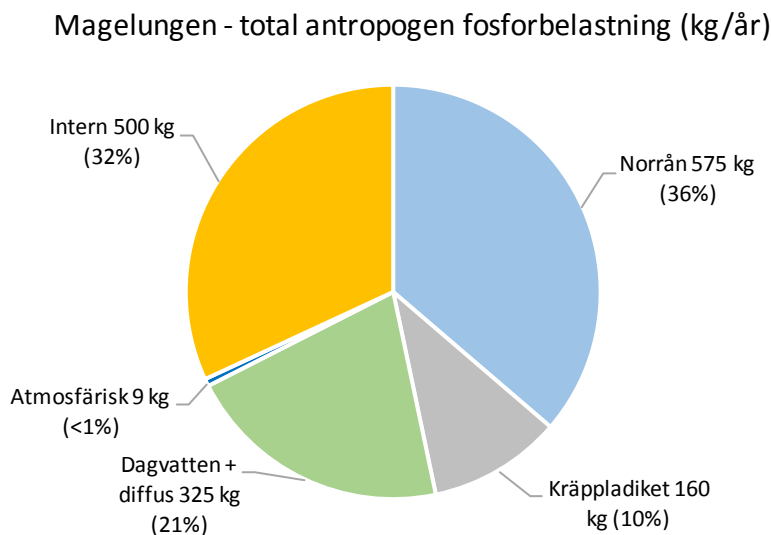
Magelungen - total antropogen fosforbelastning (kg/år)  
SMHI



Figur 16. Total antropogen fosforbelastning (kg/år) till Magelungen antaget de bakgrundsbelastningar som anges av SMHI. Sammantaget beräknas belastningen till 1100 kg/år med internbelastningen som den största källan. Skattningen av den interna belastningen måste ses som mycket osäker. Den antropogena belastning som beräknats med ledning av SMHI:s uppgifter om bakgrundsbelastning ter sig orimligt låg.

Ett annat tillvägagångssätt för att skatta denna andel är att anta att hela tillrinningsområdet utgörs av skog. Ansätts en fosforförlust av 3 kg/km<sup>2</sup> per år för denna marktyp (Uggla & Westling 2003) kan bakgrundsbelastningen skattas till 220 kg/år för Norrån, 45 kg/år för den diffusa påverkan och 13 kg/år för Kräppladiket. Det innebär att den sammanlagda antropogena externa fosforbelastningen med detta beräkningssätt skulle uppgå till 1070 kg/år. Inklusivt den interna belastningen blir summan 1570 kg/år, se figur 17. Norrån (37 %) följt av den interna belastningen (ca 30 %) beräknas stå för den huvudsakliga antropogena belastningen. Den diffusa belastningen bidrar med en femtedel av totalmängden.

Trots stora osäkerheter i den beräkning som presenteras i föregående stycke, baserat på antagandet att avrinningsområdet genomgående utgörs av skogsmark, anser vi att denna skattning troligen ger en mer riktig bild av den antropogena fosforbelastningen än den beräkning som baserats på SMHI:s uppgifter om bakgrundsbelastning.



Figur 17. Total antropogen fosforbelastning (kg/år) till Magelungen. Sammantaget beräknas belastningen till 1570 kg/år, med Norrån och internbelastningen som största källor. Skattningen av den interna belastningen måste ses som mycket osäker.

### Forsån

Enligt ovan beräknas den årliga fosforexporten från Magelungen via Forsån till i genomsnitt 950 kg/år (2007-2015). SMHI anger en något högre uttransport, 1030 kg/år. I Forsåns nedre del, strax innan inloppet till Drevviken, beräknas transporten för samma period till 1030 kg/år. SMHI anger en transport av 1070 kg/år. Baserat på mätdata beräknas fosforbelastningen från vattendragets lokala tillrinningsområde till 80 kg/år. Enligt SMHI uppgår den lokala belastningen till 40 kg/år. Schablonberäkningar som sammanställts inom detta uppdrag indikerar en fosforbelastning i samma storleksordning, cirka 50 kg/år. Med tanke på att vattendragets lokala tillrinningsområde enbart omfattar en dryg kvadratkilometer indikerar detta att områdets fosforförluster är mycket höga (ca 0,4-0,8 kg P/ha). Belastningsberäkningar baserade på uppmätta halter indikerar att den största lokala påverkan föreligger i januari, april och december. Skillnaderna mellan år är dock stora och beräkningarna indikerar i flera fall en negativ transport, det vill säga en minskning av fosformängderna från utloppet från Magelungen till inloppet i Drevviken. Mot bakgrund av detta måste uppgifterna ses som mycket osäkra.

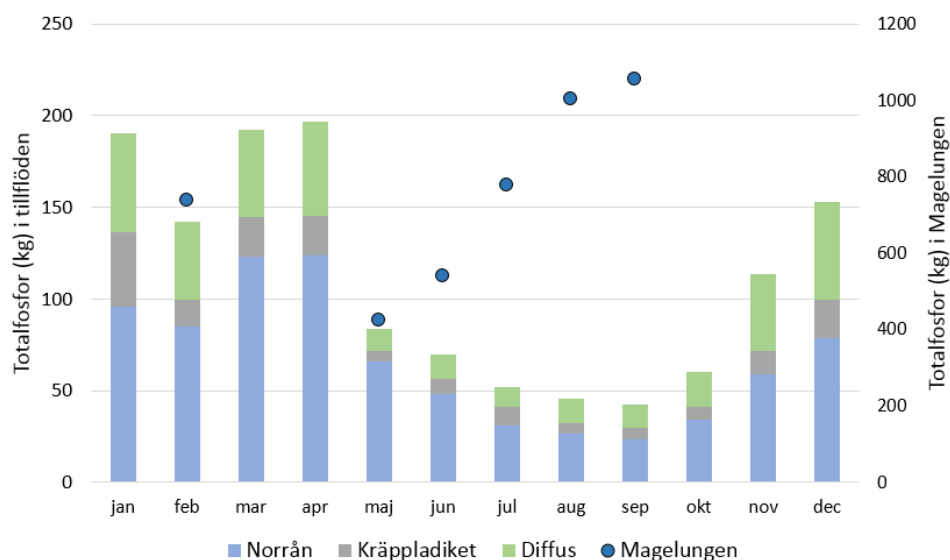
## 6.2 Vad styr halten och mängden fosfor?

De fosforkällor som beskrivs och kvantifieras ovan samverkar till att bygga upp de höga fosforhalterna i Magelungens vattenmassa. Källornas bidrag skiljer sig åt inte bara mängdmässigt, utan också sett till var och när de tillför systemet fosfor, och i vilken form denna fosfor föreligger.

De landbaserade fosforkällorna har en direkt påverkan på fosforhalten i Magelungens ytvatten. Beroende på när tillförseln sker kan fosfor tas upp av fotosyntetiserande organismer eller till stor del exporteras nedströms via Forsån. Belastningen utgörs av olika fosforformer av vilka fosfat är direkt tillgängligt för upptag av vattenväxter, alger och plankton. Andra fosforfraktioner blir växttillgängliga först med tiden, och ytterligare andra är inerta och kommer överhuvudtaget inte att bidra till övergödningen av sjön.

Internbelastningen – fosforläckaget från Magelungens sediment – skiljer sig från övriga källor genom att initialt drabba bottenvattnet och dessutom utgörs helt och hållet av direkt växttillgänglig fosfat. Internbelastningen innebär att fosfor ackumuleras i bottenvattnet under skiktade förhållanden, för att vid omblandning föras upp i vikens ytvatten. Internbelastningens fosforbidrag till ytvattnet kan väntas vara som störst i samband med att vattenmassorna blandas, det vill säga under vår och höst. Eftersom internbelastningen är allra högst under sommaren då relativt sett höga temperaturer vid bottenarna medför ett större fosforläckage från de organogena sedimenten än under vintern, är påverkan på ytvattnet i praktiken allra störst under hösten. Kombinationen av höga fosfathalter och cirkulerande vattenmassa ger goda förutsättningar för kraftiga kiselalgbloomningar. Även om dessa organismer är en viktig del i näringsväven kommer de sannolikt till största delen sjunka till botten då omblandningen avstannar, och utgör där en av de främsta kolkällorna, eller kanske den huvudsakliga. På så vis återförs stora delar av den fosfor som frisätts från sedimenten, och kiselalgbiomassan bygger ytterligare upp sedimentens förråd av fosforrikt organiskt material. Då algerna så småningom bryts ner åtgår syre, varvid syrgasbrist uppstår vid bottenarna och fosfor åter frisätts från sedimenten. Även cyanobakterier kan med tillgång till fosfat från internbelastningen ”blomma” under hösten.

Från Magelungens tillrinningsområde kan den största fosforpåverkan väntas i samband med hög markavrinning, det vill säga vid kraftigt och/eller långvarigt regn eller snösmältning. Beräkningar av fosforbelastningen via Norrån 2007-2015 visar att de största mängderna transporteras perioden december-april med den allra största mängden i mars-april, se figur 18. Även belastningen via Kräppladiket och diffus tillrinning var störst december-april. Fosforbelastningen från dessa landbaserade källor visas nedan tillsammans med de totala fosformängderna i Magelungens vattenmassa för de månader mätdata finns att tillgå (figur 18).



Figur 18. Fosforbelastning (kg/mån) till Magelungen (vänster axel) och fosformängder (kg/mån) i Magelungens vattenmassa (höger axel). Mängder visas som medelvärden för perioden 2007-2015 undantaget den diffusa belastningen som schablonberäknats för ett medelår.

Som figuren indikerar är fosformängden i sjön relativt hög i februari. Att så är fallet ter sig logiskt med tanke på att den externa tillförseln varit hög både i december och januari. En viktig delförklaring till de höga mängderna är även den interna fosforbelastningen. Av mätdata framgår att fosforläckaget från Magelungens botten är betydande även under vinterns stagnationsperiod. Under denna årstid är fosfatfosforhalterna dock normalt väsentligt lägre (medel 120 µg/l, 2007-2015) än under sommaren (medel 440 µg/l), även om höga halter registrerats enstaka tillfällen vintertid (390 µg/l, 2013). Till maj har mängderna i sjön minskat kraftigt, trots att belastningen från landbaserade källor är allra högst i mars och april. De låga mängderna i sjön under senvåren förklaras med största sannolikhet av att tillförd fosfor har konsumerats av växtplankton, troligen huvudsakligen kiselalger, som därefter har sedimenterat ut till botten. Delar av algbiomassan har också konsumerats av djurplankton som i sin tur äts upp av fisk.

Från maj ökar fosformängderna i Magelungen gradvis och mycket markant till augusti och något ytterligare till september. Den mycket kraftiga ökningen sker under en period då den externa tillförseln är låg. Förklaringen till att mängderna i vattenmassan trots detta ökar är den kraftfulla interna fosforbelastningen. Värt att poängtera är att fosforfrisättningen från botten normalt sett inte påverkar fosforhalterna i ytvattnet under sommaren, utan först under hösten, då vattenmassorna omblandas. Även om den interna fosforbelastningen troligen inte har någon större direkt påverkan på fosforhalterna i ytvattnet i augusti, det vill säga de halter som ligger till grund för statusklassning, kan den i hög grad väntas bidra till sjöns dåliga syrgasförhållanden och påverkade bottenfaunasamhälle. Det ska också poängteras att resultat av beräkningen av

totalmängder i vattenmassan är osäker med tanke på att data för de djupare vattenskiikten enbart representeras av stationen Hammartorp.

### 6.3 Hur hög fosforbelastning kan tillåtas?

I detta avsnitt presenteras en analys som syftar till att fastställa hur hög fosforbelastning Magelungen tål under förutsättning att god ekologisk status ska uppnås sett till fosforhalt. För Forsån anges med motsvarande förutsättning hur hög fosfortransport som kan tillåtas ett medelflödesår.

#### Magelungen

Effekten av en viss fosfortillförsel på fosforhalten i sjö kan skattas med hjälp av teoretiska beräkningsmodeller. Genom att tillämpa sådana modeller är det alltså möjligt att skatta hur hög fosforbelastning som kan tillåtas till Magelungen vid en viss given fosforhalt i sjöns vattenmassa. Den totalfosforhalt som eftersträvas för sjön är enligt ovan (avsnittet 4.2.3 Ekologisk status) maximalt 24,8 µg/l, vilket alltså motsvarar gränsvärdet mellan god och måttlig ekologisk status för näringsämnen (källa: VISS). Nämnvärt är att målhalten avser augusti och inte årsmedelhalt.

En enkel och ofta använd massbalansmodell är den så kallade Vollenweider-modellen (Vollenweider 1968, 1975). Modellen uppskattar långtidsmedelvärden av totalfosforhalt i en sjö som befinner sig i jämvikt, det vill säga efter en längre tid med samma fosforbelastning. Modellen beskriver hur stor andel av inflödande fosfor som på årsbasis fastläggs i sedimenten som en funktion av vattnets uppehållstid i sjön. Längre uppehållstid innebär att en större andel av tillförd fosfor hinner sedimentera i sjön. Förhållandet mellan totalfosforhalt i sjön och inflödeshalten kan uttryckas som:

$$TP = TP_{in} / (1 + \sqrt{T})$$

där TP = Totalfosforhalt (µg/l) i sjön vid jämvikt

TP<sub>in</sub> = Inflöde av totalfosfor (µg/l)

T = Sjöns omsättningstid (år)

Vollenweider-modellen har senare kalibrerats inom OECD (1982), dels för generella förhållanden, dels för nordiska förhållanden. Kalibreringarna skiljer sig från Vollenweiders ursprungsformel med två konstanter (K1 och K2) enligt nedan:

$$TP = K1 * (TP_{in} / (1 + \sqrt{T}))^{K2}$$

Generella förhållanden (hela databasen): K1=1,55; K2=0,82

Nordiska förhållanden: K1=1,12; K2=0,92

Den generella OECD-kalibreringen baseras på data från ett 80-tal sjöar med varierande karaktär sett till morfometri och vattenkemi. Den senare

kalibreringen grundar sig på mätdata från ett tiotal sjöar i Norden där svenska förhållanden representeras av mätvärden från Mälaren och Vätten.

Vilken av de båda beräkningsmodellerna som lämpar sig bäst för Magelungen är svårt att säga. Den nordiska kalibreringen kan förefalla vara det givna valet. En möjlig nackdel med denna kalibrering är troligen att den i högre grad representerar relativt stora, djupa och näringsfattiga sjöar snarare än sjöar som liknar Magelungen. Detta kan tala för att den generella kalibreringen är bättre lämpad för sjön.

Eftersom det är svårt att slå fast vilken modell/kalibrering som bäst beskriver förutsättningarna i Magelungen beräknades den högsta tillåtna fosforbelastningen enligt samtliga tre modellutföranden. Beräkningen gjordes i samtliga fall utifrån en totalfosforhalt av cirka 25 µg/l enligt ovan. Övrig indata vid beräkningen var sjöns teoretiska omsättningstid. Omsättningstiden beräknades till 0,55 år baserat på årlig tillrinning och sjövolym. Årlig tillrinning beräknades från uppgifter om medelvattenföring (MQ 0,67 m<sup>3</sup>/s 1999-2015, SMHI:s vattenwebb med korrigering för tekniska avrinningsområden). Sjövolym (11,6 Mm<sup>3</sup>) erhöles via sjömätning utförd av Myrica 1999. Utfallet av modellberäkningarna enligt Vollenweider och OECD-kalibreringarna var en högsta tillåten fosforbelastning av 910-1080 kg/år (tabell 16). Det innebär vidare att fosforhalten i tillrinnande vatten får vara högst cirka 43-51 µg/l, sett som årsmedelvärde. Modelleringen enligt Vollenweider gav det mest restriktiva utfallet. Mot bakgrund av de osäkerheter som modellberäkningarna innebär anser vi att detta mest restriktiva utfall bör vara vägledande i förvaltningen av Magelungen. Det innebär således en högsta tillåten fosforbelastning av 910 kg/år, och en högsta tillåten inkommande fosforhalt av cirka 43 µg/l. Om den externa fosforbelastningen till sjön ligger vid denna nivå, eller lägre, ges Magelungen enligt modelleringen förutsättningar att uppnå och upprätthålla god ekologisk status.

**Tabell 16 Modellerad högsta tillåten fosforbelastning (kg/år) samt högsta tillåtna fosforhalt i tillrinnande vatten (µg/l) till Magelungen vid en totalfosforhalt på 24,8 µg/l.**

| Modellvariant | Högsta tillåtna fosforbelastning (kg/år) | Högsta tillåtna fosforhalt (µg/l) i tillrinnande vatten |
|---------------|--|---|
| Vollenweider  | 909                                      | 43  |
| OECD generell | 1078                                     | 51  |
| OECD Norden   | 1057                                     | 50  |

### Forsån

Den högsta fosforbelastning/-transport som kan tillåtas för Forsån under förutsättning att god ekologisk status ska uppnås sett till fosforhalter är cirka 525 kg/år, räknat på långtidsmedelvattenföring (0,67 m<sup>3</sup>/s 1999-2015, SMHI:s vattenwebb med korrigering för tekniska avrinningsområden). Beräkningen baserar sig på en högsta tillåten årsmedelhalt för fosfor av 24,8 µg/l,

motsvarande gränsvärdet mellan god och måttlig ekologisk status för näringsämnen (källa: VISS). Räknat på samma målhalt men den medelvattenföring som rådde 2007-2015 (0,71 m<sup>3</sup>/s) kan en transport av cirka 550 kg/år accepteras. Baserat på det lokala tillflödet till vattendraget kan den lokala fosforbelastningen tillåtas vara cirka 8 kg/år. Eftersom verkliga ackumulationsbottnar inte antas finnas i ett vattendrag som Forsån förväntas heller ingen långsiktig retention. Detta antagande stöds också av tillgängliga data från ån, som snarare visar på ett tillskott av fosfor.

## 7 Åtgärdsbehov (beting)

Av statusklassningen (se avsnitt 4.2) framgår tydligt att förbättringsbehoven är omfattande för att Magelungen och Forsån ska uppnå miljökvalitetsnorm god ekologisk status 2027. För Magelungen kan åtgärdsbehovet främst kopplas till en minskad näringsbelastning. För Forsån finns även ett behov av att förbättra vattendragets morfologiska förhållanden.

Enligt den uppdaterade statusklassning som utförts inom detta uppdrag är det tydligt att Magelungen inte uppnår god kemisk status, även med undantag för överallt överskridande ämnen (Hg, PBDE). För Magelungen krävs åtgärder för att komma tillrätta med de mycket höga halterna av PFOS (fisk, även vatten). Möjligen överskrider även TBT (sediment) miljökvalitetsnormen. Bedömningarna av ekologisk status grundar sig på underlagsmaterial av tillfredsställande mängd och kvalitet och kan betraktas som säkra. Det gäller även klassningen av kemisk status för Magelungen, undantaget TBT. För Forsån saknas i stor utsträckning underlag för klassning av prioriterade ämnen. Med tanke på de anmärkningsvärt höga halterna av PFOS i Magelungen kan det vara rimligt att se över åtgärdsbehovet för detta ämne även vad gäller Forsåns lokala avrinningsområde.

Åtgärdsbehov anges för de ämnen/problemområden där statusklassningar indikerar sämre än god status och att god status inte uppnås. Åtgärdsbehov anges normalt som förbättringsbehov i form av haltreduktion och belastningsminskning baserat på skillnaden mellan status och miljökvalitetsnorm. Behovet av belastningsreduktioner bedöms enligt samma principer som tillämpas av Vattenmyndigheten, och som bygger på förenklade samband mellan belastning och resulterande halt. Åtgärdsbehovet bedöms även genom jämförelser mellan beräknad tillförsel i nuläget (avsnitt 6.1), och den belastning som enligt generella modeller kan accepteras under förutsättning att god ekologisk status ska uppnås (avsnitt 6.3).

### 7.1 Fosfor

#### Magelungen

Vattenmyndigheten anger för Magelungen ett förbättringsbehov motsvarande 12 procent avseende totalfosfor (källa: VISS). Det lokala förbättringsbehovet (betinget) efter korrigering för eventuella uppströms åtgärder beräknas av myndigheten till cirka 320 kg fosfor/år. Utifrån samma metodik som tillämpas av Vattenmyndigheten beräknas åtgärdsbehovet för fosfor i denna utredning till 21 procent. Beräkningen baserar sig på haltskillnaden för totalfosfor avseende status (31 µg/l, 2007-2015) och miljökvalitetsnorm (24,8 µg/l). Enligt denna förenklade bedömningsmetod indikerar det motsvarande behov av minskad fosforbelastning, det vill säga att den externa belastningen behöver minska med cirka en femtedel för att skapa förutsättningar att nå god status i Magelungen. Med utgångspunkt i den externa fosforbelastning som beräknats, 1350 kg/år



(2007-2015), skulle det innebära ett fosforbeting av cirka 280 kg/år och en tillåten extern belastning av cirka 1070 kg/år. Resultat av denna bedömningsmetod ter sig mindre rimliga. Att resultatet är orimligt framgår dels av att enbart betinget för Norrån för samma period (2007-2015) uppgår till nära 300 kg/år, dels eftersom den högsta tillåtna fosforbelastningen till Magelungen skattats till 910 kg/år (se avsnitt 7.1).

En bedömning som baserar sig på beräknad extern tillförsel (1350 kg/år, 2007-2015) och högsta tillåten extern fosforbelastning (910 kg/år) indikerar ett fosforbeting av 440 kg/år, se tabell 17. Det motsvarar ett beting av drygt 30 procent avseende externbelastning. Givet att Magelungens största tillflöde Norrån ska ges förutsättningar att nå god ekologisk status måste fosforbelastningen via detta vattendrag minska från 790 kg/år (2007-2015) till 485 kg/år. Det ger för Norrån ett fosforbeting på cirka 300 kg/år, motsvarande en reduktion av cirka 40 procent. Beräkningen baserar sig på en målhalt för vattendraget av drygt 28 µg fosfor/l, motsvarande gränsen mellan måttlig och god status, och den vattenföring som rådde under perioden (MQ 0,54 m<sup>3</sup>/s 2007-2015). Räknat på långtidsmedelvattenföring enligt SMHI kan den högsta tillåtna belastningen via Norrån tillåtas vara i genomsnitt 445 kg/år. Med hänsyn till belastningsminskningen via Norrån beräknas det kvarstående lokala betinget till en reduktion av cirka 25 procent, eller cirka 135 kg fosfor/år. Det innebär ett beting som är 185 kg/år mindre än det som anges av Vattenmyndigheten.

Med tanke på den av allt att döma betydande internbelastningen i Magelungen ger ovanstående bedömningar en ofullständig bild av vilka åtgärder som krävs för att skapa förutsättningar att nå god status. För detta krävs även att den interna fosforbelastningen åtgärdas. Genom åtgärder mot internbelastningen ”återställs” Magelungen till ett tillstånd där den påverkas enbart av nuvarande externa fosforbelastning. Internbelastning eller beting för denna betydande källa beskrivs inte av Vattenmyndigheten eller SMHI. Enligt ovan (6.1) skattas den interna fosforbelastningen till i medeltal cirka 500 kg/år (300-700 kg/år 2007-2015). Uppgifterna måste dock ses som mycket osäkra då de baserar sig på data från enbart en provtagningsstation, en station som dessutom är belägen i den del av sjön där de högsta sedimentfosforhalterna registrerats (Svelander & Huser 2017). Vid en eventuellt begränsad åtgärd av den interna fosforbelastningen bör insatserna fokusera till detta bottenområde.

**Tabell 17 Åtgärdsbehov/beting för totalfosfor till Magelungen sett som mängd (kg/år) och andel (%). Bedömningen baserar sig på fosforbelastningen i nuläget (2007-2015). För externa totala källor anges högsta tillåten belastning förutsatt att god ekologisk status ska uppnås med hänsyn till fosforhalter enligt modellering (Vollenweider). Extern lokal avser situationen undantaget Norrån. Uppgifter om den interna belastningens storlek är mycket osäkra. Åtgärd av internbelastningen bör syfta till en så omfattande reduktion som möjligt.**

| Totalfosfor  | Nuläge<br>kg/år | Tillåten<br>kg/år | Beting<br>kg/år | Beting<br>% |
|--------------|-----------------|-------------------|-----------------|-------------|
| Extern total | 1350            | 909               | 441             | 33          |
| Extern lokal | 560             | 424               | 136             | 24          |
| Intern       | 500             | 0                 | 500             | 100         |

Åtgärder mot internbelastning bör syfta till en så omfattande reduktion som möjligt. Åtgärder mot denna källa är särskilt effektiva i och med att de riktas mot en fosforform (fosfatfosfor) som är hundra procentigt tillgänglig för biologiskt upptag i ekosystemet. Åtgärder mot internbelastning får dock relativt kortsiktig effekt utan minskad externbelastning eftersom sedimentens fosforförråd då åter kommer byggas upp och ånyo frisätta fosfor.

Nämnvärt är att så kallad biomanipulering genom reduktionsfiske (utfiske av karpfisk) övervägts men förkastats som lämplig åtgärd för att komma tillrätta med de höga växtplanktonbiomassorna och näringshalterna i Magelungen. Anledningen till att reduktionsfiske med stor sannolikhet inte skulle vara en kostnadseffektiv åtgärd för Magelungen är bland annat att sjön är relativt stor och djup, samt att det tydligt framgår att den externa fosforbelastningen, och även den interna, ligger på en alltför hög nivå och behöver åtgärdas. Förutsatt att reduktionsfiske genomförs på ett effektivt sätt, något som kräver mycket god kunskap om hur målarterna för fisket beter sig och var de uppehåller sig, kan denna typ av åtgärd dock vara ett kostnadseffektivt sätt att avlägsna fosfor ur sjön. Eftersom förutsättningarna för ett effektivt reduktionsfiske varierar kraftigt mellan olika sjöar kräver denna fråga en särskild utredning innan åtgärden kan rekommenderas.

### **Forsån**

För Forsån anger vattenmyndigheten ett lokalt förbättringsbehov (beting) av 6 kg fosfor/år, efter korrigering för uppströms åtgärder (källa: VISS). I denna utredning beräknas det totala betinget för Forsån till cirka 480 kg/år, räknat på en nulägestransport (2007-2015) av 1030 kg/år och en högsta tillåten transport för samma period på 550 kg/år (se 6.1). Det ger ett reduktionsbehov motsvarande cirka 45 procent. Det lokala betinget uppgår till cirka 70 kg/år, räknat på en nulägestransport (2007-2015) av 80 kg/år och en tillåten lokal fosforbelastning av 8 kg/år (se 6.3). Ett reduktionsbehov motsvarande 90 procent ter sig svårt att uppnå. Mot bakgrund av de stora variationerna i lokal

transport (se avsnitt 6.1) måste både transporter och beting för det lokala tillrinningsområdet ses som osäkra.

**Tabell 18 Åtgärdsbehov/beting för totalfosfor till Forsån totalt och lokalt sett, samt som mängd (kg/år) och andel (%). Bedömningen baserar sig på fosforbelastningen i nuläget (2007-2015) och en målhalt motsvarande gränsvärdet mellan måttlig och god ekologisk status.**

| Totalfosfor  | Nuläge<br>kg/år | Tillåten<br>kg/år | Beting<br>kg/år | Beting<br>% |
|--------------|-----------------|-------------------|-----------------|-------------|
| Forsån total | 1030            | 550               | 480             | 45          |
| Forsån lokal | 80              | 8                 | 72              | 90          |

## 7.2 Hydromorfologi

### Magelungen

Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer ges enligt gällande föreskrift en utslagsgivande roll enbart då både biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer indikerar hög status. Enligt den biotopkartering som gjorts finns inga vandringshinder i vare sig Norrån eller Forsån (Huskvarna Ekologi 2013). Åtgärder mot vandringshinder längre uppströms och nedströms sjön skulle förbättra Magelungens långsgående konnektivitet, det vill säga förbättra möjligheterna för fisk och andra organismer att sprida sig upp- och nedströms i vattensystemet. En utredning kring reglering och fiskvandring i Tyresåns nedre delar presenteras i rapporten ”Fritt fram i Tyresån” (Granström m.fl. 2017). Andra önskvärda åtgärder är att andelen artificiella marktyper längs sjöstranden (inom 30 m) minskar från dagens dryga 40 procent (källa: VISS) om god status ska uppnås avseende morfologiska kvalitetsfaktorer. Det ska också poängteras att inga försämringar får tillåtas av några kvalitetsfaktorer, inklusive de hydromorfologiska. Detta i enlighet med den så kallade Weserdomen samt Havs- och vattenmyndighetens tolkningar av domens följder (HaV 2016). Det innebär bland annat att kvarvarande naturmarker och intakta svämplan inte får påverkas i negativ bemärkelse, samt att bottenområden som är opåverkade av fysisk exploatering inte får tas i anspråk annat än för åtgärder som förbättrar sjöns hydromorfologi och status. Konkreta morfologiskt inriktade åtgärder för att stärka Magelungens populationer av abborre, gös och gädda kan vara anläggning av sten- och grusgrynnor, utsättning av risvasar och återskapande av strandnära våtmarker i syfte att erbjuda bättre lek- och uppväxtområden för dessa nyckelarter. Organisationen SportFiskarna bedömer dock att fiskeregler som innebär att större rovfisk återutsätts skulle vara en än mer effektiv och betydelsefull åtgärd för fisk och fiske (muntligen, Viktor Söderberg, SportFiskarna).

## Forsån

Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer är liksom för Magelungen av underordnad betydelse vid klassning av ekologisk status. Dock är det rimligt att förmoda att den omfattande påverkan Forsån har utsatts för i form av rensningar och rätningar har betydelse för vattendragets växt- och djurliv och därmed för ekologisk status. Åtgärder som syftar till att förbättra vattendragets struktur - exempelvis utläggning av sten, block och död ved - och återskapa varierade strömförhållanden samt ett mer naturligt närområde kan förväntas förbättra förutsättningarna för en hög biologisk mångfald och bidra till att god ekologisk status kan uppnås.

### 7.3 PBDE, kvicksilver, PFOS och TBT

Miljögifter i kategorin prioriterade ämnen som i Magelungen överskrider fastställda gränsvärden är polybromerade difenyletrar (PBDE), kvicksilver och perfluoroktansulfonsyra (PFOS) i biota (fisk), se ovan (4.2.4). För PFOS överskrids dessutom gränsvärdet avseende halter i vatten. Halterna av kvicksilver och PBDE i svenska vatten ligger generellt över gränsvärdena och dessa ämnen omfattas därför av nationella undantag i form av mindre stränga kvalitetskrav. Undantaget innebär dock alltså en skyldighet att vidta belastningsminskande åtgärder för lokala källor. PBDE-halterna i fisk från Magelungen överstiger inte bara fastställt gränsvärde, utan även nationellt medelvärde för sjöar (0,197 µg/kg vv, Karlsson & Viktor 2014). För denna ämnesgrupp finns således skäl att misstänka lokal föroreningspåverkan. Ett grovt antagande kring reduktionsbehovet, baserat på uppmätta halter i fisk jämfört med nationellt medelvärde för sjöar, är att halterna och belastningen av PBDE bör minska med cirka 40 procent, se tabell 19. Bedömningen måste ses som mycket osäker.

Kvicksilverhalten i fisk överskrider fastställt gränsvärde, men låg under nationellt medelvärde för sjöar (Karlsson & Viktor 2014). För kvicksilver finns således inte några belägg för betydande lokala källor varför inget beting anges.

Halter av PFOS i fisk från Magelungen var mer än fyra gånger så höga som nationellt medelvärde för sjöar (ca 9 µg/kg vv; källa Karlsson & Viktor 2014). Skillnaden mellan uppmätta halter och fastställd miljökvalitetsnorm indikerar ett reduktionsbehov motsvarande 75 procent för PFOS, se tabell 19.

Motsvarande jämförelse för halter i vatten indikerar ett än större beting, motsvarande drygt 90 procent. Statusbedömningar av PFOS baserade på halter i vatten får dock generellt betraktas som osäkra eftersom gränsvärdet för årsmedelhalter uppges ligga under den svenska bakgrundskontamineringen (källa: IVL Svenska Miljöinstitutet) och därför blir svårt att efterfölja.

**Tabell 19 Åtgärdsbehov/beting för PBDE och PFOS (fisk), Magelungen. Betingen skattas med ledning av i vilken utsträckning uppmätta halter (2015-2016) överskrider nationellt medelvärde (PBDE, Karlsson & Viktor 2014) respektive fastställd miljö kvalitetsnorm (PFOS, HVMFS 2013:19).**

|      | Uppmätt<br>µg/kg vv | Gränsvärde<br>µg/kg vv | Nationellt medel<br>µg/kg vv | Beting<br>µg/kg vv | Beting<br>% |
|------|---------------------|------------------------|------------------------------|--------------------|-------------|
| PBDE | 0,331               | 0,0085                 | 0,197                        | 0,135              | 40          |
| PFOS | 38                  | 9,1                    | 9,0                          | 29                 | 75          |

Utöver dessa tre ämnen/ämnesgrupper överskrider möjligen även tributyltenn (TBT) i sediment gränsvärdet. Eftersom underlag saknas för att säkert bedöma detta är det inte heller möjligt att ange något reduktionsbehov för TBT.

## 8 Åtgärdsförslag

### 8.1 Kunskapshöjande åtgärder

Följande kunskapshöjande åtgärder föreslås:

- 1) *Undersökning av TBT i Magelungens sediment (Stockholm och Huddinge)*. Syftet är att följa upp den eventuellt förhöjda halt som indikeras av sedimentundersökning 2002 (Sternbeck m.fl. 2003). För att möjliggöra rättvisande klassning krävs normalisering mot sedimentets kolhalt. Det är därför viktigt att organiskt kol (TOC) inkluderas i undersökningen. Om halterna bekräftas vara förhöjda bör källorna efterforskas och möjligheter till åtgärder för minskad tillförsel och spridning utredas. Innan denna kunskapshöjande åtgärd vidtagits kan inga åtgärdsförslag ges.
- 2) *Fortsatt uppföljning av PFOS och PBDE (Stockholm och Huddinge)*. Dels över tid och dels genom att provta olika tillflöden och delar av recipienterna i syfte att försöka lokalisera källan(-orna). Innan denna kunskapshöjande åtgärd vidtagits kan inga åtgärdsförslag ges.
- 3) *Flödesproportionell provtagning i Norrån för förbättrade föreningstransportberäkningar (Stockholm och Huddinge)*  
Orsaker till skillnader mellan schablonberäknade fosfortransporter jämfört med beräknade transporter utifrån uppmätta fosforhalter borde utredas. En möjlighet att göra detta är att påbörja flödesproportionell provtagning parallellt med stickprover i Norrån.
- 4) *Försök med tekniker för avskiljning av lösta föroreningar i dagvatten, särskilt fosfat (Stockholm och Huddinge)*. Förslagsvis inriktar man sig på tekniker som skulle kunna användas i kombination med flödesutjämnande och partikelavskiljande dagvattendammar och magasin. Tänkbara material är till exempel biokol, kalciumoxidbaserade eller barkbaserade filtermaterial.
- 5) *Utredning av möjligheterna att genom ett effektivt reduktionsfiske avlägsna fosfor ur Magelungen*. Utredningen bör redovisa vilken kostnadseffektivitet (kr/kg fosfor) som kan uppnås sett till samtliga moment (inklusive omhändertagande av fisk) och hur stora fosformängder som årligen kan avlägsnas.
- 6) *Övervakning vid ytterligare en mätstation i syfte att ge bättre underlag för skattning av intern fosforbelastning* (stationen bör förläggas till djupområdet i sjöns huvudbassäng, övervakningen föreslås omfatta temperatur, fosforhalter och syrgashalter i en profil från yta till botten)

## **8.2 Åtgärder mot internbelastande fosfor**

Aluminiumbehandling är en kostnadseffektiv metod för åtgärder av internbelastning genom att öka sedimentens fosforbindande förmåga. Förslag till hur den rörliga fosfor i Magelungen kan bindas för att komma tillrätta med den betydande frisättningen till vattenmassan lämnas av Svelander & Huser 2017. Åtgärden föreslås utföras som en sedimentbehandling med polyaluminiumklorid (PAX). Bottenytan som föreslås för aluminiumbehandling omfattar cirka 140 hektar och exkluderar den grunda Fagersjöviken. Den aluminiumdos som rekommenderas är i genomsnitt  $29 \text{ g/m}^2$  med olika fördelning på tre olika zoner. Högst dos tillämpas för djupområdet i sjöns sydöstra del. Sammantaget beräknas åtgärden kräva cirka 40 ton aluminium och budgeteras till 5,3-7,6 Mkr.

## **8.3 Åtgärder mot PBDE och PFOS**

För PBDE och PFOS finns i dagsläget inga identifierade lokala punktkällor till vilka uppmätta problemhalter kan adresseras. Därför föreslås kunskapshöjande åtgärder i detta avseende, se förslag 2 i avsnitt 8.1. Även för TBT föreslås en kunskapshöjande åtgärd i syfte att klarlägga om förbättringsbehov föreligger. För kvicksilver finns inga tecken på förekomst av lokala källor och åtgärder föranleds således inte.

## **8.4 Åtgärder för minskad extern fosforbelastning genom uppströmsåtgärder**

### **8.4.1 Ombyggnad av kommunala gatu- och bebyggelseytor för lokal dagvattenhantering**

Det föreslås att kommunerna omgående, om så inte redan sker, påbörjar ett långsiktigt, systematiskt uppströmsarbete för en långsiktigt hållbar, trög dagvattenhantering i befintlig bebyggelse. Utmaningarna är många, men den kanske mest påtagliga är bristen på lämplig, obebyggd mark som kommunerna har rådighet över och som inte planerats för annat ändamål.

Till buds står dock hårdgjorda kommunala ytor som gator, kommunala parkeringar och tak till kommunala byggnader (och även kommunala allmännyttiga bostadsbolag).

Det föreslås att dessa nyttjas genom att:

- 1) kommunala gator systematiskt byggs om för i första hand förbättrad hantering av gatudagvatten och takvatten genom att förses med
  - a) skelettjordsmagasin (trädgropsmagasin), nedsänkta regnbäddar eller infiltrationsstråk (makadamdiken),
  - b) alternativt när dessa inte är möjliga med underjordiska magasin, och
  - c) vid behov kombineras med underjordiska magasin för fördröjning och rening av ledningsburet dagvatten

- 2) befintliga parkeringar omformas i enlighet med de riktlinjer för hantering av parkeringsdagvatten som Stockholm Stad tagit fram.
- 3) tak på kommunala och kommunalbolagsägda byggnader inventeras med avseende på förutsättningar för tjocka gröna tak (minst 10 cm) och att sådana möjligheter tillvaratas där så är möjligt. Tunna moss-sedumtak rekommenderas inte då de enligt nuvarande kunskapsläge läcker fosfor både initialt och till följd av den underhållsgödsling som återkommande görs för att taken inte ska vissna och bli bruna.

För områden där uppströmsåtgärder enligt ovan genomförs *genomgående*<sup>11</sup> med en kapacitet om minst 20 mm magasinsvolym ( $2 \text{ m}^3/1000 \text{ m}^2$ ) bedöms tillförseln av fosfor via dagvatten kunna minska med 50 % eller mer. För de delar där nedströmsåtgärder ej föreslås (se nästa avsnitt) motsvarar det en reningspotential på ca 20 kg fosfor per år (figur 19).

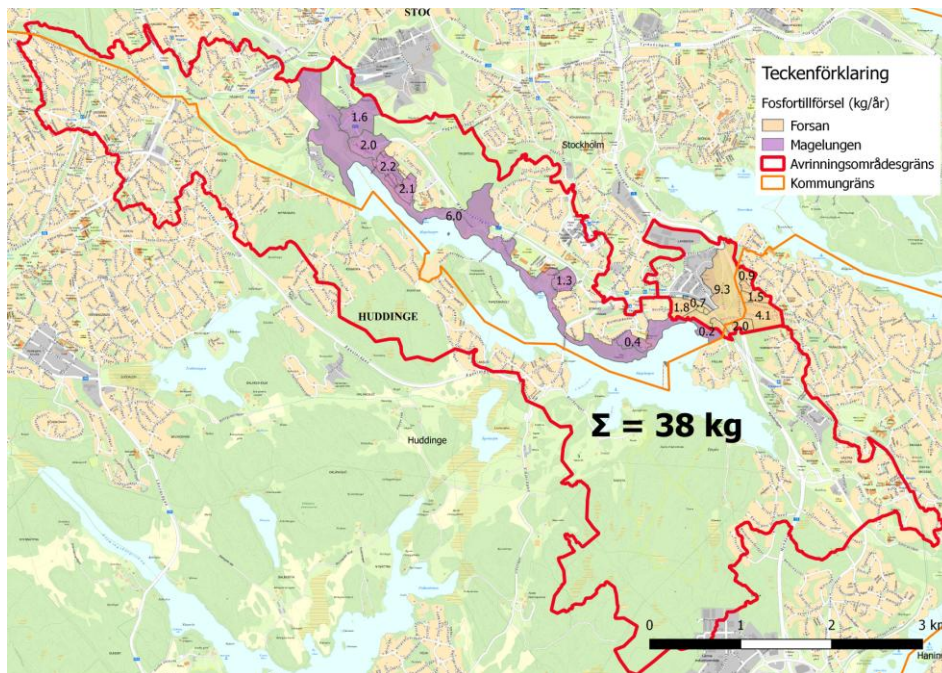
Eftersom det inte bedöms vara realistiskt eller kanske ens samhällsmässigt önskvärt att på så kort tid som tio år omdana avrinningsområdets bebyggda delar på ovan föreslaget sätt (och sett i perspektivet att ett likadant uppströmsarbete bör påbörjas i samtliga avrinningsområden med väsentlig dagvattenpåverkan på vattenförekomsternas miljö kvalitet blir en sådan ansats än mer ohållbar) måste detta långsiktiga arbete kombineras med mer kortsiktigt resultat inriktade nedströmsåtgärder för att reningsbetingen ska kunna nås till 2027.

Det strategiska uppströmsarbetet föreslås inriktas på de tekniska delavrinningsområden där möjligheter till rening av samlad dagvatten saknas eller av olika skäl inte kan realiseras (se avsnitt 8.5) för att på kortast tid och med minsta möjliga resurser nå så långt som möjligt mot de uppsatta betingen. I andra hand bör vidtagna nedströmsåtgärder kompletteras eller ersättas med uppströmsåtgärder inom samma delavrinningsområde.

---

<sup>11</sup> Med genomgående avses att samtliga bebyggda eller hårdgjorda ytor inom området ansluts till en magasinvolym om minst 20 mm.





Figur 19. Beräknad fosforbelastning från tekniska delavrinningsområden till Magelungen och Forsån där nedströmsåtgärder ej föreslagits.

#### 8.4.2 Förebyggande arbete mot förorening av dagvattnet

Att arbeta förebyggande för att motverka förorening av dagvattnet är sannolikt kostnadseffektivt på längre sikt. Det kan handla om förbättrad drift- och skötsel av allmän platsmark (gatusopning, städning, minskad gödsling, mer extensivt skötta gräs- och ängsytor), liksom målning av förzinkade yttre installationer och byggnadsdelar som belysningsstolpar, räcken, tak med mera. På grund av den relativt korta tiden fram till 2027 och det faktum att alla föroreningskällor inte kan åtgärdas bedöms det inte vara realistiskt att ensidigt förlita sig på denna typ av åtgärder och därför betonas heller inte åtgärden som en viktig åtgärd för att nå miljö kvalitetsnormerna inom utsatt tid.

### 8.5 Åtgärder för minskad extern fosforbelastning genom rening av samlat dagvatten

Förslag till drygt tjugo nya eller utbyggda dagvattenreningsanläggningar ges. Utifrån ett antagande om 50 % avskiljningsgrad i föreslagna anläggningar med en relativ storlek av ca 1 % beräknas detta minska mängden fosfor med ca 245 kg per år i tillrinnande dagvatten. Med ett antagande om drygt 60 % avskiljning skulle avskiljningen istället bli 300 kg. Det motsvarar 180-220 % av det beräknade reningsbetinget (135 kg/år). Tillsammans med LOD-åtgärder i delavrinningsområden där nedströmsåtgärder ej föreslås, kan även det beting som anges av Vattenmyndigheten (320 kg/år) uppnås.

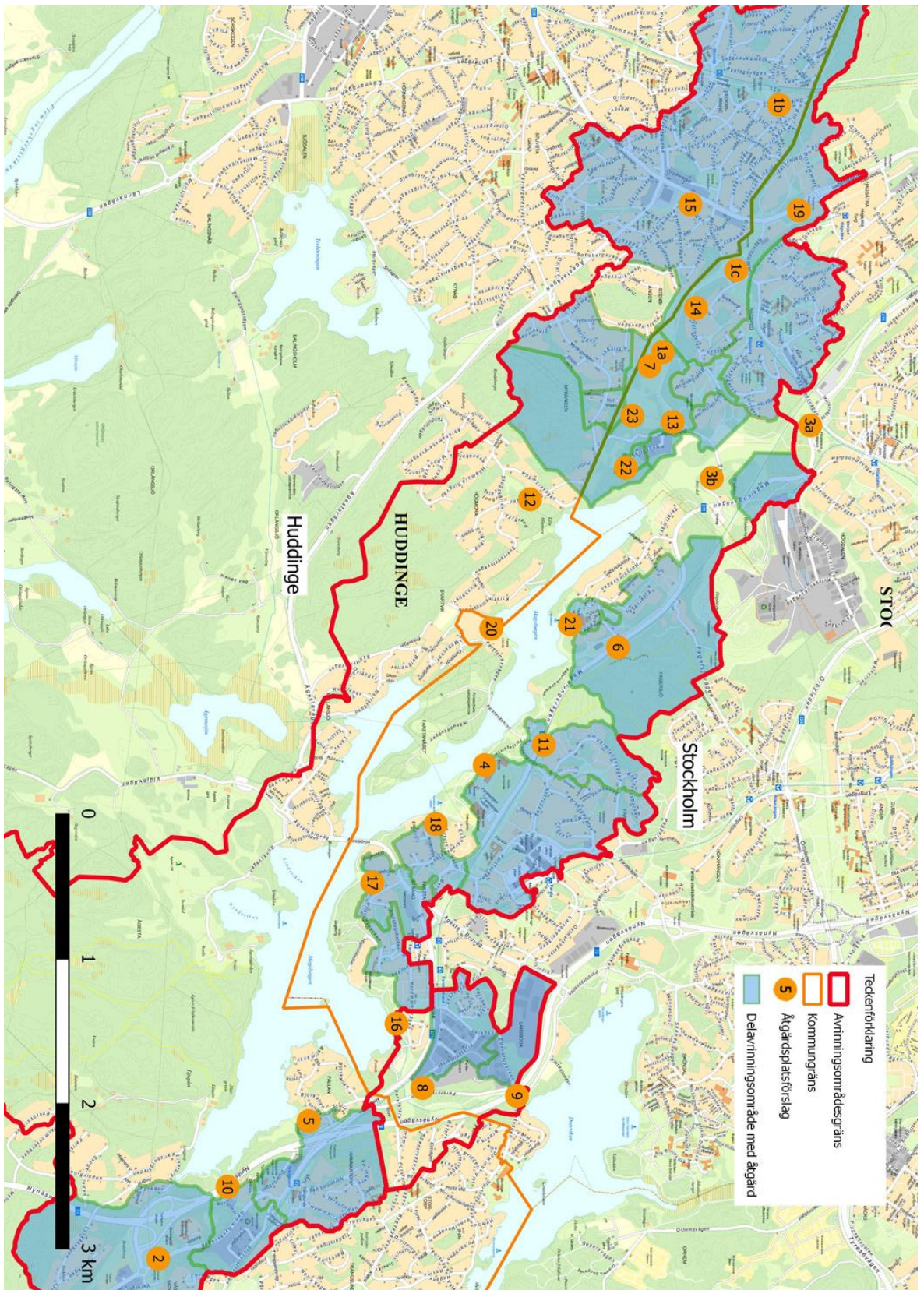
Vid behov finns också möjligheter att anlägga skärmbassänger runt ledningsmynningar från delavrinningsområden där nedströmsåtgärder inte varit möjliga och uppströmsåtgärder ännu inte hunnit implementeras.

Skärmbassänger kan med fördel kombineras med "flytande våtmarker" och rikligt med undervattenvegetation, vilket potentiellt kan öka avskiljningsgraden av fosfor.

Som en sista åtgärd kan kemiska fällningssteg införas, vilket är konventionell teknik för fosforrening av avloppsvatten. Genom att införa kemisk fällning i de största dagvattenåtgärderna som Kräppla våtmark, skärmbassängen vid Farsta IP, föreslagen dagvattendamm vid trafikplats Skogås och föreslagen våtmark vid Magelungsvägen-Rågsvedsvägen skulle ytterligare ca 140 kg fosfor (varav merparten fosfatfosfor) kunna fastläggas per år. Sådana åtgärder bedöms i högsta grad tveksamma ur kostnads- och resurshushållningsperspektiv, men är tekniskt sett fullt möjliga. Det är troligt att återkommande fällning av bottensedimentet är en mer kostnadseffektiv lösning. I det fall större felkopplingar av spillvatten till dagvatten skulle hittas vid felsökningar kan det motsvara flera tiotals kg fosfor årligen och skulle i ett slag minska behovet av övriga åtgärder. Totalt sett kan det beräknade (och mycket osäkra reningsbetinget) förväntas uppnås om alla föreslagna åtgärder vidtas. När det långsiktiga strategiska uppströmsarbetet som man vill prioritera, är fullt genomfört i hela avrinningsområdet, bedöms reningsbetinget uppnås med god marginal. Koppling finns till Vattenmyndighetens åtgärdsförslag med avseende på våtmarker och dagvattendammar.

Den totala investeringskostnaden i föreslagna platsspecifika reningsanläggningar har schablonberäknats till cirka 40 miljoner kronor, utifrån de beräkningsantaganden som redovisas i avsnitt 8.5.4. Åtgärdernas lokalisering illustreras i kartfiguren nedan och beskrivs närmare i bilaga 1 och efterföljande text. Åtgärderna är prioritetsordnade utifrån i första hand deras bedömda potential att bidra till att reningsbetinget uppnås, det vill säga beräknad mängd avskiljbar fosfor och i andra hand genomförbarhet och bedömd kostnadseffektivitet.

I tabell 1, bilaga 1 redovisas grundläggande data, förväntad rening, uppskattad kostnad och genomförandeperspektiv. Särskilda synergieffekter utöver de generella finns, anges under den fjärde huvudkolumnen "Rening" (gul färg) och tredje underkolumnen "Synergieffekter".



Figur 20. Översiktlig lokalisering av åtgärdsförelag för minskad extern fosforbelastning via samlat dagvatten inom Magelungens och Forsåns

Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Magelungen och Forsån, WRS AB & Naturvatten i Roslagen AB, 2017-06-16, rev. 2017-10-25

*tekniska avrinningsområden. Delavrinningsområden med åtgärd i blå med gröna gränser.*

### **8.5.1 Föreslagna platser**

De platser som föreslagits för dagvattenreningsanläggningar (bilaga 1) har identifierats utifrån schablonberäknade dagvattenburna föroreningstransporter med rumslig upplösning på delavrinningsområdesnivå eller mindre, utifrån ledningsnät, flygfoton och information om befintliga reningsanläggningar, samt genom platsbesök och avstämning med berörda tjänstemän i projektgruppen.

### **8.5.2 Ytbehov**

Ytbehovet för föreslagna dagvattendammar har beräknats utifrån empiriskt grundad branschpraxis som har vetenskapligt stöd ibland annat Thomas Petterssons avhandling (Pettersson 1999) och Joakim Pramstens studie (Pramsten 2010). Ytbehovet uppgår till ca 0,5-2 % av den reducerade tillrinnande arealen. Den reducerade arealen är arealen multiplicerad med den genomsnittliga avrinningskoefficienten. Även dammar i den lägre delen av storleksintervallet kan ge hög reningsgrad och i praktiken måste man på grund av utrymmesbrist och kostnadsskäl ibland nöja sig med en storlek på 0,5-1 %. Även andra typer av anläggningar för rening av samlat dagvatten grundar sig på sedimentation och har därför liknande storleksbehov. Magasin under mark behöver inte ta någon markyta i anspråk, men måste likväl tas hänsyn till vid bebyggelse ovan och under mark.

### **8.5.3 Reningseffekt**

Hur effektiv avskiljningen av fosfor, tungmetaller och flera andra parametrar är i dagvattendammar finns relativt gott om data på. Avskiljning sker i första hand genom sedimentation av partiklar till vilka föroreningarna är bundna. Det gör att den maximala reningsgraden för de flesta parametrar är starkt kopplad till den partikulära andelen av föroreningen. Den partikulära andelen av fosfor i dagvatten kan schablonmässigt antas vara ca 50-60 % (+/- 20 %) och följaktligen även reningsgraden i väl utformade dammar. I verkligheten kan dock både högre och lägre reningsgrad erhållas beroende på inkommande partikelhalt, storlek på damm, hydraulisk effektivitet mm. I detta översiktliga skede har reningsgraden antagits vara 50 % för samtliga dagvattendammar, vilket bedöms vara ett rimligt, men troligen något försiktigt antagande.

### **8.5.4 Kostnader och kostnadseffektivitet**

En schablonmässig investeringskostnad på 1 Mkr per 1000 m<sup>2</sup> dammyta har antagits. Det är självfallet en kraftig förenkling eftersom de faktiska projekterings- och byggkostnaderna beror både av en rad platsspecifika faktorer och av mer generella sådana. Viktiga kostnadsbärande faktorer är masshanteringen – schaktbehovet och möjligheterna till lokal massbalans alternativt borttransport, och i värsta fall deponering – liksom behov av (omläggning av befintliga) ledningar samt eventuell pumpningsbehov. En

kostnad på 1 Mkr per 1000 m<sup>2</sup> bedöms med råge rymma kostnader för hantering av rena fall B-massor (borttransport) och en "normal" gestaltningsambition. När möjligheter till lokal massbalans finns är en rimlig kostnadsnivå snarare 0,5 Mkr per 1000 m<sup>2</sup>. Finns det förorenade massor som måste deponeras riskerar kostnaderna öka väsentligt (flera gånger). Då ingen uppgift om förorenad mark på föreslagna platser förekommit har någon sådan hantering ej medtagits i beräkningarna. Av samma skäl har heller inget användande av geomembran antagits. De flesta åtgärdsplatser ligger på låglänt lermark, men om infiltration i vissa fall kan ske så är det bara positivt ur renings- och recipientperspektiv. I de fall det finns ledningar, GC-vägar och annan infrastruktur på platsen som berörs, samtidigt som den tillgängliga ytan är begränsad, alternativt särskilda gestaltningsbehov eller förmodat pumpningsbehov, har en schablonkostnad på 3 Mkr per 1000 m<sup>2</sup> dammyta ansatts. Avskrivningstiden har i beräkningar av årskostnad och kostnadseffektivitet satts till 25 år (kolumn 4 i kostnadsfältet i tabell 20, samt bilaga 2).

Drift- och underhållskostnaden har schablonmässigt beräknats baserad på erfarenheter från underhåll på dagvattendammar i Nacka kommun. Sedimenttömnings- och underhållskostnader vart tjugonde år är cirka 7 Mkr/ha eller cirka 35 kr/m<sup>2</sup> år. Anläggningarnas grovsedimentationsdel har antagits motsvara 10 procent av den totala ytan och töms vart femte år till en uppskattad kostnad på 5 Mkr/ha eller 10 kr/m<sup>2</sup> år räknat på anläggningens totala yta. Den delen av driftkostnaderna som baseras på anläggningarnas storlek är därmed 45 kr/m<sup>2</sup> år. Därtill räknas för varje anläggning en festkostnad för periodisk tillsyn, reparationer och material på 45 kkr./år (bilaga 2).

Kostnadseffektiviteten har beräknats genom att slå ut beräknad kostnad på förväntad avskiljd mängd fosfor.

### **8.5.5 Prioriteringsordning**

Föreslagna åtgärder har prioriterats utifrån förväntad reningseffekt i absoluta tal och med hänsyn till kostnadseffektivitet.

## **8.6 Övriga åtgärder**

### **8.6.1 Spårning av felkopplade avlopp som belastar dagvattennätet**

Systematiska spårningsarbeten bör göras. Åtgärdande av felkopplingar som upptäcks till följd av spårningsarbetet kan förväntas leda till en minskad fosfortillförsel med åtminstone 5-10 kg P/år utifrån tidigare erfarenheter. Eftersom en enda felkoppling kan motsvara flera kg fosfor per år är prognosen ofrånkomligen behäftad med stor osäkerhet. Inte minst i dagvattenledningar runt Magelungens utlopp och Forsåns övre del bör felsökningar göras med anledning av det haltpåslag för fosfor som uppmäts här.

### **8.6.2 Förhindra nya felkopplade avlopp**

Nolltolerans för nya felkopplade avlopp bör vara målsättningen. Nödvändiga rutiner, organisation och arbetskapacitet måste säkerställas. I det fall erfarenhetsutbyte mellan kommunerna kan bidra till målet bör det främjas.

### **8.6.3 Pluggning av dagvattenbrunnar i underjordiska parkeringar och på parkeringar under tak**

Dagvattenbrunnar i underjordiska parkeringar och på parkeringar under tak utgör en onödig risk för förorenings-spridning eftersom avvattningsbehov saknas. Brunnarna bör förses med lock eller på annat sätt pluggas eller slopas.

### **8.6.4 Tillsyn/info miljöfarliga verksamheter**

Tillsyn med avseende på dagvattenhantering vid miljöfarliga verksamheter pågår löpande och bör om möjligt intensifieras. Detta gäller inte minst avseende dokumentation, egenkontroll, sedimentrensning och skötsel av befintliga dagvattenreningsanläggningar.

### **8.6.5 Dagvatten från industriområden, köpcenter och stora vägar**

Målsättningen bör vara att allt dagvatten från industriområden och stora köpcenter fördröjs och renas före avledning. För de större vägarna bör gälla att alla kostnadsmässigt rimliga åtgärder i strategiska lägen tillvaratas, men att alla vägsträckor rimligen inte kan omfattas.

### **8.6.6 Ökade krav vid planläggning**

En utformning av bebyggelsen och dagvattenhanteringen som säkerställer långtgående flödesutjämning och i det närmaste fullständig avskiljning av den partikulära föroreningsfraktionen bör vara den miniminivå som eftersträvas. Studier av biofilter visar på reningspotential även för lösta föroreningar och sådana tekniker bör därför prioriteras. Det bör dock påpekas att långliggande studier saknas och det kan ifrågasättas huruvida tekniken ännu är väl beprövad. För att uppnå ett nollscenario kan kompensationsåtgärder vara nödvändiga. Se även förslag till kunskapshöjande åtgärder rörande tekniker för avskiljning av lösta föroreningar.

### **8.6.7 Inrättande av en kompensationsåtgärdsorganisation**

Med hänsyn till ovanstående förutses ett framtida behov av en mellankommunal vattenförvaltningsorganisation som administrerar kompensationsåtgärdspengar och har mandat att ta beslut om åtgärder för förbättrad vattenkvalitet.

## **8.7 Potentiell risk för förvärrade miljögiftsproblem vid minskad övergödning**

Övergödning kan till viss del maskera miljögiftspåverkan genom så kallad biologisk utspädning. En återgång till ett mindre övergött ekosystem kan medföra att miljögiftshalterna ökar i biota (plankton, bottenfauna, fisk,

vattenvegetation), eftersom mängden miljögift fördelas över en mindre biomassa. Exempelvis är kvicksilverhalten i fisk ofta högre i näringsfattiga sjöar än i näringsrika (Håkansson m.fl. 1988). Ökade halter av miljögifter i vatten kan också uppkomma genom minskad utsedimentation från vattenmassan om den biologiska produktionen minskar. Åtgärder mot övergödning och övergödningsrelaterad problematik kan alltså medföra förhöjda miljögiftshalter i vattenmassa och biota och därmed ökad risk för toxiska effekter. Vid en återgång till mer naturliga näringsnivåer i Magelungen finns en risk för förvärrade miljöproblem framförallt relaterat till PFOS och PBDE som i nuläget förekommer i tydligt förhöjda halter i fisk. För att undvika en sådan utveckling är det av stor vikt att åtgärdsarbetet inriktas inte bara mot minskad näringsbelastning till sjöns vattenmassa, utan även mot att minska belastningen av miljöstörande ämnen som organiska miljögifter och metaller.

## **8.8 Potentiella risker vid aluminiumbehandling**

Potentiella risker vid aluminiumbehandling kan delas in i fysiska respektive toxiska effekter. Fysisk påverkan kan relateras till att aluminiumfällningen kan utgöra en barriär för bottenfauna samt att plankton kan flockas ut. Denna typ av effekter tycks vara snabbt övergående (Shumaker m.fl. 1993, Gibbons m.fl. 1984) och kan främst väntas då aluminiumtillsatsen sker till vattenmassan snarare än till sedimentet.

Potentiella miljögiftsrelaterade risker är tänkbara dels som en effekt av en eventuellt ökad frisättning och transport av miljögifter från sediment till vattenmassa, dels kopplat till själva aluminiumtillsatsen. En pH-förändring kan väntas påverka lösligheten av framförallt metaller. Aluminiumlösningen (PAX) som används vid den typ av behandling som föreslås är buffrande och resulterande pH kan väntas ligga nära de naturliga förhållanden som råder i sedimenten (källa: Vattenresurs AB). Mot bakgrund av detta ter det sig osannolikt att aluminiumbehandlingen skulle medföra ökad frisättning av metaller. Snarare är det troligt att de förbättrade syrgasförhållanden som behandlingen på sikt väntas bidra till verkar till förmån för en ökad partikelbunden andel. När det gäller stabila organiska ämnen som PFOS, PBDE, TBT och PAH är kunskapsläget mer bristfälligt. Generellt sett bör partikelbundna ämnen inklusive miljögifter bindas hårdare i bottensedimenten efter sedimentbehandling som en följd av att den bildade flocken aggregerar sedimentpartiklarna. En behandling kan alltså väntas medföra en minskad transport av partikulärt material från sediment till vattenmassa. Att så skulle vara fallet indikeras av experiment utförda i Norrviken och Oxundasjön (Lindqvist & Gustafsson 2016). Det gäller dock förutsatt att åtgärden sker utan grumling.

Möjliga toxiska effekter på akvatiska organismer vid aluminiumbehandling summeras i litteraturstudier (Cooke m.fl. 2005, Huser & Köhler 2014). Studierna omfattar bland annat akut och kronisk toxicitet och visar att aluminium har låg reaktivitet och biotillgänglighet vid pH 6-9. Resultatet är att

vid behandling kan enligt ovan väntas ligga nära de naturliga förhållanden som råder i sedimenten. Risken för att aluminium i sig skulle vara toxiskt för biota bedöms därför mycket liten. I Magelungens vattenmassa har pH-värden nära eller strax över den kritiska gränsen pH 9 registrerats vid några tillfällen i augusti (i Fagersjövikens även i maj) i samband med algbloomning, senast 2009. Om aluminiumbehandling skulle utföras under sådana förhållanden medför det viss risk för toxiska effekter på biota.

Den sammanvägda bedömningen är att risken för negativa effekter relaterade till aluminiumbehandling bedöms liten. Avgörande för att en aluminiumbehandling ska kunna utföras på ett sätt som är säkert med hänsyn till ökad frisättning av miljögifter och/eller toxiska effekter är att den utförs med välbalanserad dos och alltigenom under välbuffrade förhållanden.

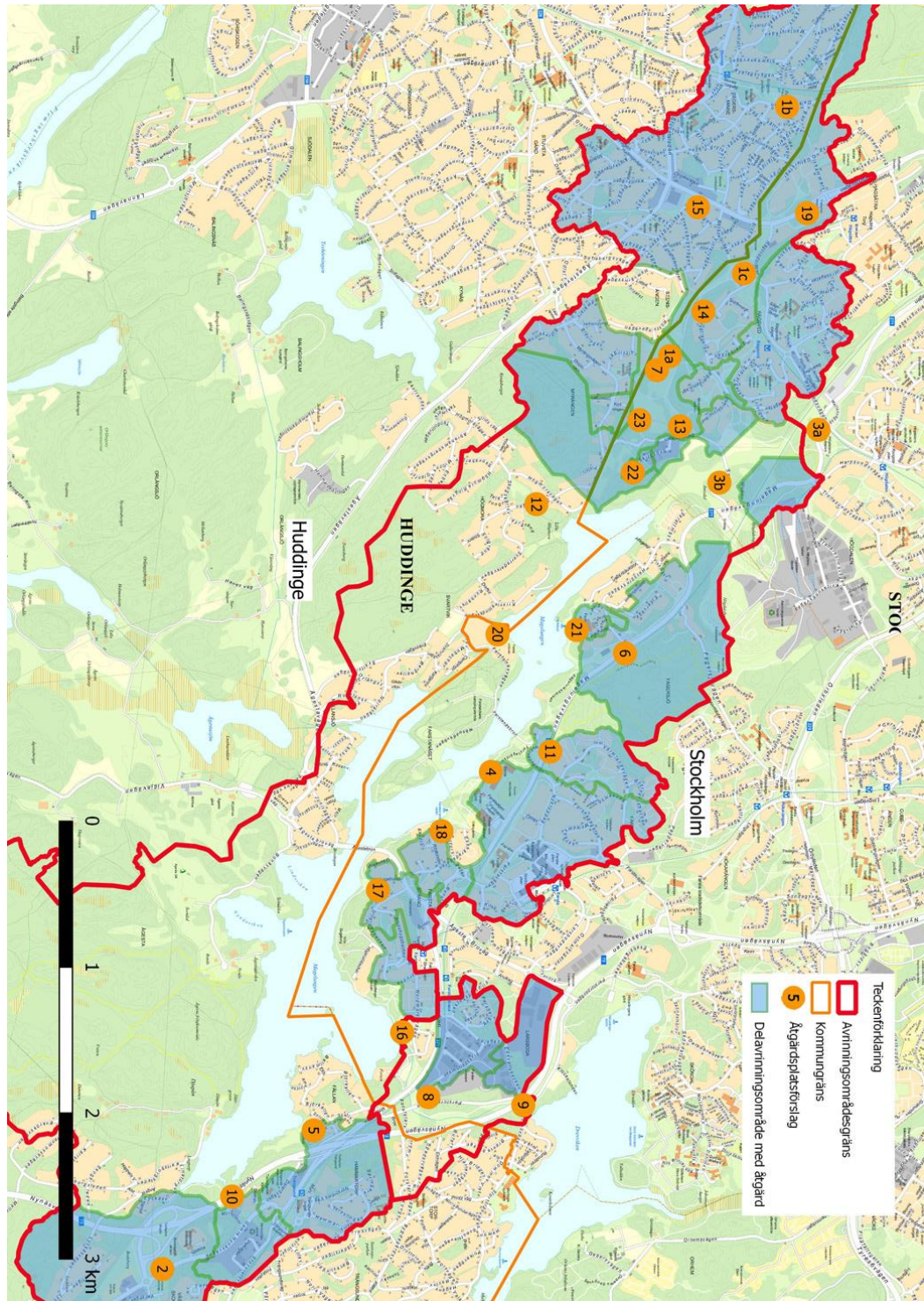


## 9 Referenser

- Asplund, Ö. 1975. Sänkta och utdikade sjöar i Stockholms län. Planeringsavdelningen/Naturvårdsenheten, Länsstyrelsen i Stockholms län. Rapport 1975:2.
- 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.
- Fränstam, T. 2014. Standardiserat nätprovfiske i Trekanten, Lillsjön och Magelungen samt inventeringsprovfiske i Räcksta träsk 2014. Rapport från Sportfiskarna.
- Gibbons, M.V., F.D. Woodwick, W.H. Funk and H.L. Gibbons. 1984. Effects of a ulthphase restoration, particularly aluminum sulfate application, on the zooplankton community of a eutrophic lake in eastern Washington. *J. Fresh Water Ecol.* 2:393-404.
- Granström, P., A. Segersäll, S. Hedell, P. Norén & A. Emanuelsson. 2017. Fritt fram i Tyresån. Utredning reglering och fiskvandring i nedre Tyresån. Rapport från Norconsult AB.
- Gustafsson, A. 2010. Inventering av vattenväxter i Tyresåns avrinningsområde 2009. Naturvatten i Roslagen AB, Rapport 2010:1.
- Hagström, J. & J. Pansar. 2016. Trender för näringstillståndet i tätortsnära tidsseriestationer i Tyresåns avrinningsområde. Länsstyrelsen i Stockholms län. Fakta 2016:8.
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2016. Följder av Weserdomen. Analys av rättsläget med sammanställning av domar. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:30.
- Huser, B. J. & S. J. Köhler. 2014. Granskning av åtgärdsförslag för att minska internbelastningen av fosfor i Växjösjöarna. Institutionen för vatten och miljö, SLU, Rapport 2014:7.
- Huskvarna Ekologi. 2013. Tyresån 2012. Biotopkartering av vattendrag och förslag på åtgärder.
- Håkanson, L., Nilsson, Å., and Andersson, T. 1988. Mercury in fish in Swedish lakes. *Environmental Pollution.* 49:145-162.
- Karlsson, M. & V. Thomas. 2014. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B 2214.
- Larsson, P. 2014. Växtplankton – Stockholms miljöförvaltning 2013. Analysrapport till Eurofins Environment AB. Rapport från Pelagia Miljökonsult AB.
- Lindqvist, U. & A. Gustafsson. 2016. Fällningsförsök i Norrviken och Oxundasjön. Naturvatten AB, Rapport 2016:37.

- Liungman, M., E. Wijkblad, A. Boström, J. Johansson, K. Johansson, P.-A. Nilsson och C. Nilsson. 2013. Bottenfauna i Stockholms stad 2013. En undersökning av profundal- och litoralfauna i elva sjöar och ett brackvatten. Rapport från Medins Biologi AB.
- Naturvårdsverket, 2005. Fosforförluster från mark till vatten. Rapport 5507.
- Nöbelin, F. & A. Thorstensson. 2013. Tyresån 2012. Biotopkartering av vattendrag och förslag på åtgärder. Rapport från Huskvarna Ekologi.
- OECD. 1982. Eutrophication of waters – monitoring, assessment and control, Paris: OECD 154 s.
- Pettersson, T. 1999. Storm water ponds for pollution reduction. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola.
- Pramsten, J. 2010. Avskiljningsförmåga hos dagvattendammar i relation till dammvolymer, bräddflöde och inkommande föroreningshalt. Vatten 66:99-111. Lund 2010.
- Shumaker, R.J., W.H. Funk & B.C. Moore. 1993. Zooplankton response aluminum sulfate treatment of Newman Lake, Washington. J. Fresh Water Ecol. 8:375-387.
- Stehn, A. 2010. Bottenfauna i Norrån och Forsån 1997-2009. Eurofins, rapport 8909666-1663723.
- Sternbeck, J., E. Brorström-Lundén, M. Remberger, L. Kaj, A. Palm, E. Junedahl & I. Cato. 2003. WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL, rapport B1538.
- Sundberg, I. 2012. Kiselalger i tre av Stockholms vattendrag 2012. Rapport från Medins Biologi AB.
- Svelander, M. & B. Huser. 2017. Undersökning av läckagebenägen fosfor i sediment i vattenförekomster inom Stockholms stad. ALcontrol Laboratories och SLU.
- Uggla E & Westling O. 2003. Utlakning av fosfor från brukad skogsmark. IVL Rapport B 1549.
- Vollenweider, R.A. 1968. The scientific basis of lake eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors, Tech. Rep. DAS/DSI/68.27, OECD, Paris, 159 s.
- Vollenweider, R.A., 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweiz Zeitsch Hydrol. 37, 53–84.

# Bilaga 1. Åtgärdsförslag för rening av samlat dagvatten



Figur 1. Översiktlig lokalisering av åtgärdsförslag för minskad extern fosforbelastning via samlat dagvatten inom Magelungens och Forsåns tekniska avrinningsområden. Delavrinningsområden med åtgärd i blå med gröna gränser

## 1 a) Kräppla våtmark - ytterligare utvidgning



Figur 2. Kräppla våtmark, sedd i östlig riktning.

Idag uppskattas Kräppla våtmark ha en skötbar aktiv våt yta på 0,4 ha motsvarande ca 0,4 % av tillrinningsområdets reducerade yta. I praktiken bidrar dock endast en mindre del av ytan aktivt i reningen till följd av hydrauliska begränsningar. Anläggningen är alltså liten i relation till tillrinningsområdet och avskiljningen bedöms vara begränsad på grund av storleken, men också till följd av påverkan från fåglar och eroderande stränder.

Ett förslag till utvidgning av Kräppla våtmark har tagits fram (WRS, 2017) vilket skulle innebära att anläggningen får en aktiv permanent våtyta på ca 0,5 ha motsvarande ca 0,5 % av det reducerade tillrinningsområdet. Eftersom avskiljningen av fosfor vanligen ökar upp till en relativ yta av ca 1,5 % och det bedöms finnas tillgängliga ytor föreslås här i våtmarken utvidgas ytterligare så att det kan göras än mer troligt att avskiljningen av fosfor kommer uppgå till 50 % eller mer. Preliminärt bedöms marken nedströms om befintlig anläggning i enlighet med tidigare förslag vara mest fördelaktig med hänsyn till schaktbehov, befintliga ledningar och biologisk mångfald. Dock utgör den sanka marken en utmaning både vid genomförande och vid framtida rensning av sediment. Ett sätt att hantera denna utmaning kan vara att anlita entreprenörer med specialanpassade våtmarksentreprenadmaskiner.



*Figur 3. Illustration av möjlig utvidgning av Kräppla våtmark med 1,1 hektar (våtyta), vilket skulle innebära att anläggningens hela yta motsvarade 1,5 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.*

## 2) Dagvattendamm trafikplats Skogås



Figur 4. Stora öppna ytor finns i anslutning till trafikplats Skogås, Österleden och Gamla Nynäsvägen. Foto mot öster.

Dagvatten från stora delar av centrala Skogås leds i en 1000/1600-ledning västerut till Magelungen. I anslutning till Österleden, Gamla Nynäsvägen och trafikplats Skogås finns stora öppna ytor som bedöms vara lämpliga för dagvattendammar. De två östligaste ytorna ägs av Huga fastigheter AB och ingår i planen för Entré Skogås. De är delvis planlagda för behandling av dagvatten från planområdet, men detta skulle eventuellt kunna kombineras med behandling av uppströms dagvatten. Ytan närmast Nynäsvägen (Västra Skogås 1) ägs av kommunen. Anläggningen bör stämmas av med planhandläggare samt miljöplanerarkonsult för området.



Figur 5. Förslag till placering av dagvattendamm vid Skogås entré på cirka 0,4 hektar våtyta (västra ytan), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. De två ytorna i öster är delvis planlagda för behandling av dagvatten från det nya planområdet. Foto: Google Earth.

### 3 a) Dagvattenvåtmark Magelungsvägen - Rågsvedsvägen - pendelspåret



Figur 6. Nedanför Rågsvedsvägen, i dalgången mellan Rågsved och Högdalen ligger ett låglänt, lite "skruffigt" snårskogsområde med upplagsytor, mm. Foto mot Rågsved i sydväst.

Nedanför Rågsvedsvägen, i dalgången mellan Rågsved och Högdalen ligger ett låglänt, lite "skruffigt" snårskogsområde med upplagsytor, mm. Här passerar dagvatten från stora delar av Rågsved i en 1600-ledning. Möjligheterna att anlägga en dagvattendamm/våtmark här bedöms vara goda trots förekomst av teknisk infrastruktur.



Figur 7. Illustration av ytbehov och ungefärlig placering av dagvattendamm nedanför Rågsvedsvägen på 0,3 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

#### 4) Befintlig skärmbassäng Farsta IP



Figur 8. Skärmbassängen nedanför Farsta idrottsplats, sedd från öster.

Skärmbassängen nedanför Farsta IP togs i drift i november 1992. Enligt muntliga uppgifter från Stockholm Vatten har anläggningen aldrig tömts på sediment och kontrollen av anläggningens skärm mm är eftersatt. Eftersom anläggningens reningspotential är stor, åtminstone ca 20 kg fosfor per år, bedöms det vara prioriterat att få till stånd en fungerande drift och skötsel av anläggningen som säkerställer dess långsiktiga funktion.



Figur 9. Illustration av den befintliga skärmbassängen vid Farsta IP. Ytan på knappt 0,9 hektar motsvarar cirka 2,5 % av avrinningsområdets reducerade yta. Inpassning gjord mot tätortskartan vars strandlinje tycks skilja sig något mot hur den ter sig på flygfotot i figuren. Foto från Google Earth.

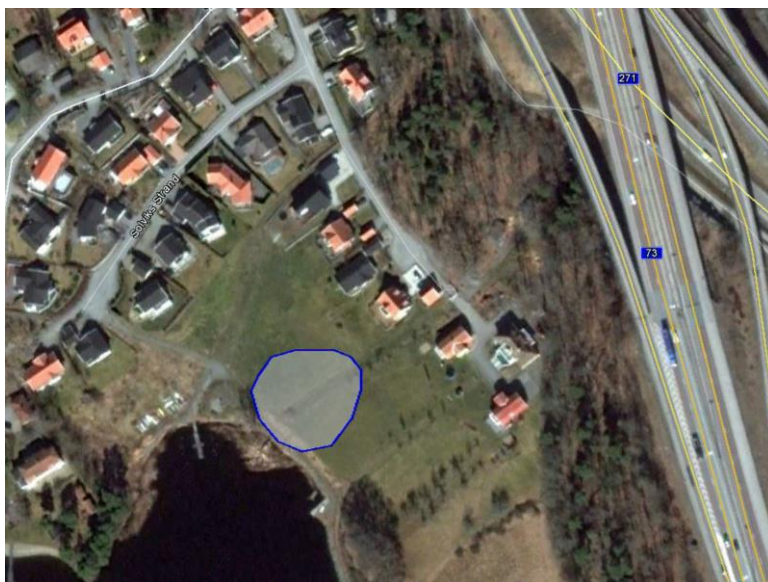


## 5) Dagvattendamm Solvik (Fållan)



Figur 10. Öppna gräsytor mellan villabebyggelsen vid Fållan och Magelungen kan nyttjas för anläggande av en dagvattendamm. Foto mot sydost.

Dagvatten från delar av västra Trångsund leds i en 800-ledning österut till Magelungens östra del. Mellan villabebyggelsen vid Fållan och Magelungen finns öppna gräsytor som bedöms vara lämpliga för en dagvattendamm. I anslutning till ledningen finns ett utjämningsmagasin enligt den inventering av anläggningar som Huddinge kommun låtit göra, men närmare information om anläggningens storlek och funktion har inte kunnat tas fram inom ramen för denna utredning. Marken är privat och en anläggning kan bara genomföras efter att det avtalats med markägaren. Eventuellt skulle marken kunna förvärfvas eftersom gräsytorerna mellan tomterna och sjön är planlagd prickmark, det vill säga den får ej bebyggas.



Figur 11. Illustration av ytbehov och möjlig placering av dagvattendamm vid Solvik på knapp 0,2 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 6) Dagvattendamm Magelungsvägen - Fågelviksbacken (Fagersjö)



*Figur 12. Ovan: En långsmal relativt stor gräsyta finns på södra sidan om Magelungsvägen. Foto i sydostlig riktning. Nedan: En liten öppen gräsyta finns nere vid utloppsområdet. Foto i sydlig riktning.*

Dagvatten från delar av Fagersjö avleds i en 800-ledning utmed Magelungsvägen. Här finns en långsmal relativt stor gräsyta på södra sidan mellan vägen och GC-vägen (Figur 6a). En förutsättning för att anlägga en dagvattendamm här är att ledningskonflikter med befintliga ledningar inom ytan kan hanteras. Ledningen mynnar längre söderut i en smal dalgång mellan Fagersjö och Fågelviksbacken. Här finns en liten gräsyta (Figur 6b) som skulle kunna hysa en mindre dagvattendamm på ca 1000 m<sup>2</sup> motsvarande ca 0,5 % av den reducerade tillrinningsytan. Åtgärden kopplar till pågående förtätning och planarbete för Magelungens strand.



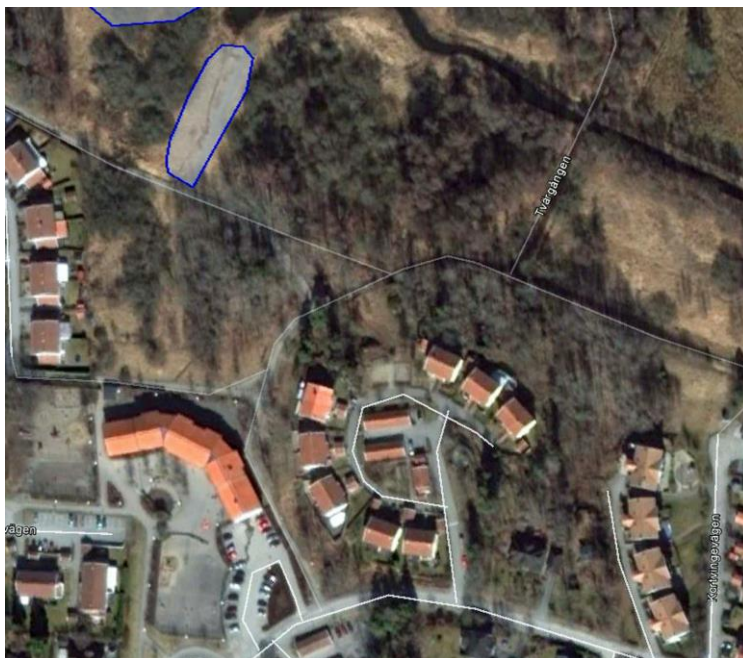
*Figur 13. Två förslag till placering av dagvattendammar vid Magelungsvägen respektive Fågelvekbacken på knapp 0,2 hektar (våtyta) vardera, vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.*

## 7) Dagvattenvåtmark/översilning Myrängsskolan



Figur 14. Dagvatten från bostadsområdet Myrängen leds i ett öppet dike sista sträckan ner mot Kräpladiket. Foto mot norr.

Dagvatten från bostadsområdet Myrängen leds i en 800-ledning och sedan i ett öppet dike ner mot Kräpladiket. Diket är grunt nerskuret och goda möjligheter finns för att antingen låta sprida vattnet på bred front i en form av översilning eller att anlägga en våtmark. Vid en utvidgning av Kräppla våtmark måste åtgärderna samordnas då de angränsar till samma yta. Befintliga ledningar finns i området men då möjligheterna till anpassningar i både höjd- och sidled bedöms vara mycket goda, bedöms ingen reell ledningskonflikt föreligga.



Figur 15. Förslag till placering av dagvattendamm vid Myrängsskolan på drygt 0,1 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 8) Dagvattendamm Farstakrossen (Larsboda)



Figur 16. Mellan Magelungsvägen och Nynäsvägen, på västra sidan om Forsån finns kraftigt trafikpåverkade ytor som kan användas för dagvattenrening.

Mellan Magelungsvägen och Nynäsvägen, på västra sidan om Forsån, ligger Farstakrossen och delar av Larsboda industriområde. En 1000-ledning avleder dagvatten utmed Frykdalsbacken i sydlig riktning ner mot Forsån. Innan ledningen mynnar i Forsån passerar den öppna markytor genomkorsade av en GC-väg. Det finns även andra ledningar på platsen men förutsättningarna bedöms ändå vara gynnsamma för att anlägga en eller flera dagvattendammar.



Figur 17. Illustration av ytbehov och möjliga placeringar dagvattendammar vid Farstakrossen på sammanlagt ca 0,1 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Även ytan närmast Forsån mellan de två utritade områdena bedöms vara intressant. Foto från Google Earth.

## 9) Dagvattendamm Edsvallabacken - Nynäsvägen (Larsboda)



Figur 18. Området runt viadukten Nynäsvägen - Perstorpsvägen vid Edsvallabacken, på västra sidan om Forsåns utlopp. Här finns kraftigt trafikpåverkade ytor som kan användas för dagvattenrening. Foto: Hitta.se

Dagvatten från delar av Larsboda industriområde leds i en 800-ledning till Forsån strax före utloppet i Drevviken. Vid viadukten Nynäsvägen - Perstorpsvägen och utmed Nynäsvägens norra sida finns öppna ytor som är kraftigt trafikpåverkade. Här finns också GC-vägar att ta hänsyn till. Det finns andra ledningar på platsen men det bedöms ändå vara möjligt att anlägga en dagvattendamm här.



Figur 19. Illustration av ytbehov och ungefärlig placering av dagvattendamm/dagvattenmagasin vid Edsvallabacken på knapp 0,1 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 10) Dagvattendamm Linatorpvägen - Nynäsvägen (Skogås-Trångsund)



Figur 20. Området runt viadukten Nynäsvägen - Perstorpsvägen vid Edsvallabacken, på västra sidan om Forsåns utlopp. Här finns kraftigt trafikpåverkade ytor som kan användas för dagvattenrening. Foto från Nynäsvägen mot väster. Foto: Google Earth

Från industriområdet vid Vretvägen - G:a Nynäsvägen i östra delen av Magelungens avrinningsområde leds dagvatten i en 600-ledning västerut under Nynäsvägen till ett dike som mynnar i Magelungen (Figur 9). Utmed diket och dess mynningsområde finns goda möjligheter att anlägga en dagvattendamm. En serviceväg för tillsyn och rensning finns redan. Marken ägs av Huddinge kommun.



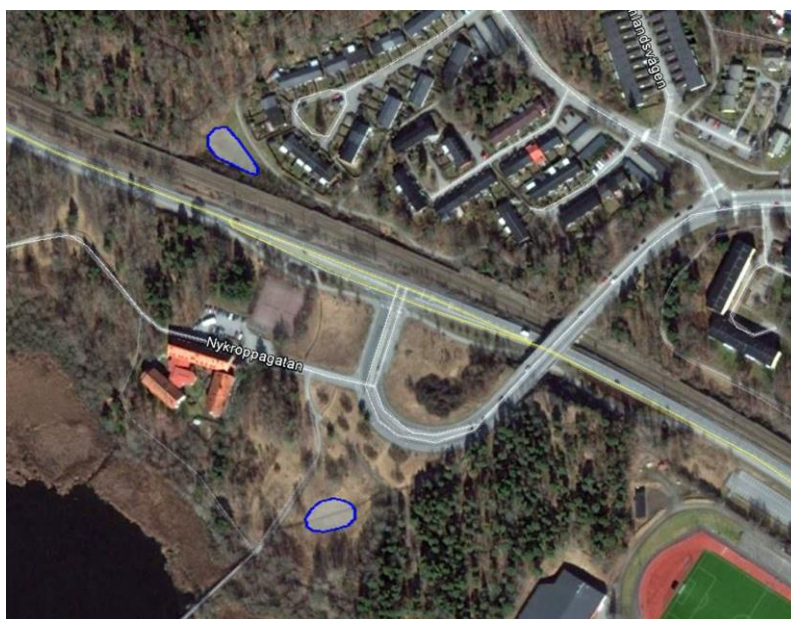
Figur 21. Illustration av ytbehov och ungefärlig placering av dagvattendamm vid Linatorpsvägen på knapp 0,1 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 11) Dagvattendamm(ar) Nykroppagatan (Farsta)



Figur 22. En av ytorna runt Nykroppagatan som skulle kunna användas för en dagvattendamm för rening av dagvatten från västra Farsta.

På både norra och södra sidan av Magelungsvägen i höjd med Nykroppagatan, väster om Farsta Idrottsplats, finns öppna parkytor som kan rymma dammar för dagvatten från västra Farsta. Dagvattnet går i en 800-ledning under Magelungsvägen och mynnar vid Farstanäsbrons norra fot.



Figur 23. Två förslag till placering av dagvattendammar vid Nykroppagatan på 0,06 hektar (våtyta) vardera, vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Även en placering väster om det södra läget, på västra sidan om gångvägen bedöms vara möjlig. Foto från Google Earth.



## 12) Dagvattendamm skoltomt Högmoravägen



Figur 24. Etableringsområdet för den pågående VA-utbyggnaden i Högmora, en plats som i framtiden ska kunna hysa en skola eller förskola.

Det huvudsakliga dagvattenavledningsstråket norrut genom Högmora passerar ett skålformat område som idag nyttjas som etableringsområde för den pågående VA-utbyggnaden. I "Detaljplan för område kring Högmoravägen, delområde II" har platsen planlagts för skola, förskola, bollplan och lekplats. I planbeskrivningen anges att makadamdiken ska anläggas utmed gator och rening anordnas i Magelungens strandzon vid huvuddikets liksom ett annat dikes mynning. Området för reningsåtgärderna anges i planen. Det förefaller dock osäkert om fosfor verkligen kommer att hindras från att nå Magelungen genom diffus spridning i den relativt smala strandzonen. Planlagda ändamål för skoltomten bör vara förenliga med en dagvattendamm både vad gäller yta och funktion, varför det föreslås att en sådan utreds. En dagvattendamm skulle endast ta i anspråk en liten del av skoltomten och bör utredas i samråd med planhandläggare och projektledare för genomförande av Högmora 1.



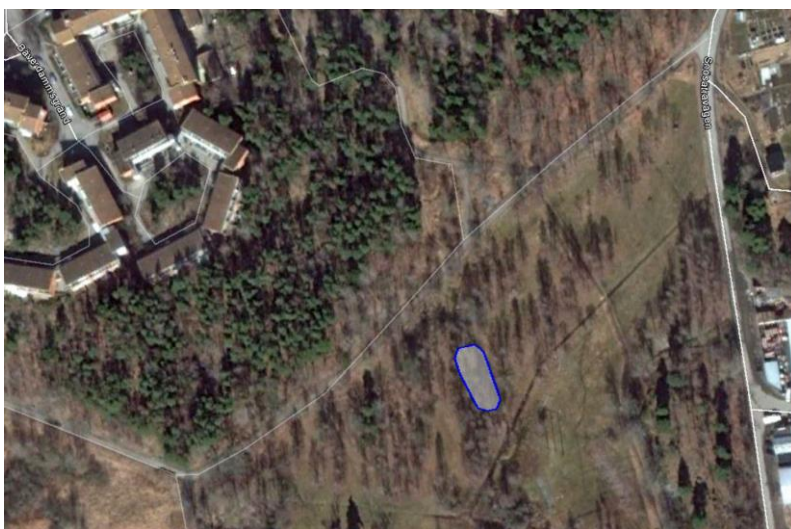
Figur 25. Illustration av ytbehov och möjlig placering av dagvattendamm vid Högmoravägen på 0,04 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

### 13) Dagvattendamm Bäverdalen



Figur 26. På betesmarken nedanför Bäverdammsgränd finns goda möjligheter att anlägga en dagvattendamm. Fotoriktning mot norr.

Från flerbostadshusen på Bäverdammsgränd löper en 500-ledning nerför slänten och mynnar i ett öppet dike som för dagvattnet genom fårbetet i Bäverdalen till Kräppladiket. Här finns mycket gynnsamma förutsättningar för att anlägga en dagvattendamm. Befintliga ledningar finns i anslutning till området men då möjligheterna till anpassningar i både höjd- och sidled bedöms vara mycket goda, bedöms ingen reell ledningskonflikt föreligga.



Figur 27. Illustration av ytbehov och placering av dagvattendamm vid Bäverdalen på 0,04 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

### 3 b) Magelungsdikets nedre dalgång



*Figur 28. Mellan fastmarkshöjderna i Magelungsdikets södra del finns goda möjligheter att anlägga en vall i syfte att dämna upp vattennivån något i dalgångens våtmarksområde. Fotoriktning mot nordost.*

De okulverterade delarna av Magelungsdikets nedre dalgång sträcker sig åtminstone 500 m upp från stranden, förbi Snösätra koloniområde. Området står dämt av Magelungen. Diket skär genom våtmarksvegetationen i avvattnande syfte men lämnar stora möjligheter för att genom våtmarksschakt skapa en mer varierad våtmarksmiljö som kanske kan fungera som fiskyngelkammare. Om det med hänsyn till avvattningsbehovet är möjligt att dämna dalgången något bedöms det finnas mycket goda möjligheter att anlägga en vall mellan fastmarkshöjderna på ömse sidor om dalgångens smala del i söder. För att möjliggöra fisklek skulle krävas ett omlöp eller en fisktrappa förbi dämet. Syftet med denna åtgärd skulle i första hand alltså vara biologisk mångfald och rekreation, vilket bedöms harmoniera väldigt väl med planerna på reservatsbildning. Ur sedimentrensningsperspektiv bedöms förslag 3a vara mer fördelaktigt tack vare en mer lättåtkomlig placering, men om 3a ej genomförs bör även reningsfunktion och möjligheter till sedimentrensning tillgodoses här.



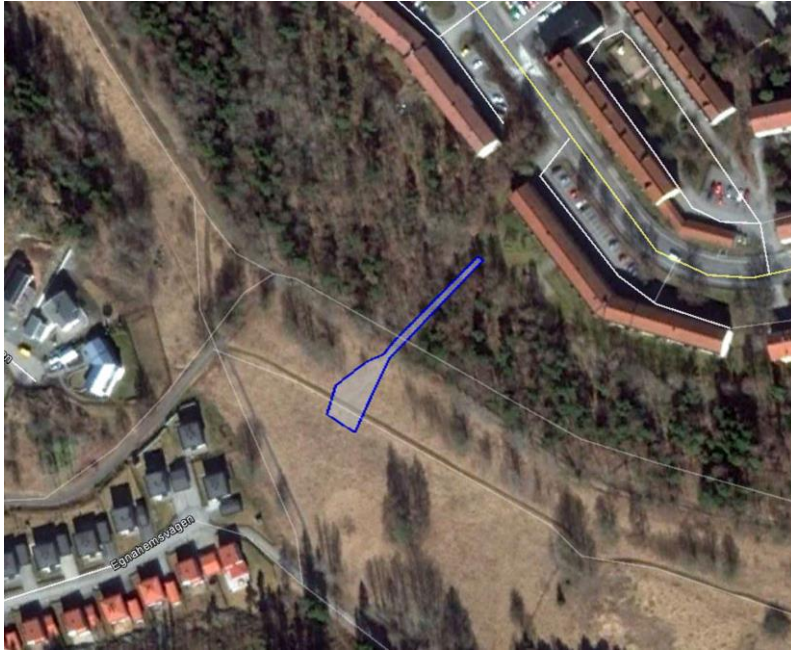
Figur 29. Illustration av ytbehov för reningsfunktion vid Magelungsdikets nedre dalgång på drygt 0,3 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 14) Öppen dagvattenavledning och damm Bjursätra (Rågsved)



Figur 30. Den branta slänten från Bjursättragatans västra del ner mot Kräppladalgången.

Dagvatten från de västra delarna av Bjursättragatans flerbostadshusområde avvattnas via en 500-ledning nerför den relativt branta slänten ner mot Kräppladikets kulverterade del. Här finns goda möjligheter att ta fram dagvattnet i ett öppet dike i slänten och sedan leda det under GC-vägen och ut på den öppna gräsytan där en grund skålform skulle kunna schaktas fram och fungera som tidvis torr damm. Bräddmöjlighet skulle enkelt kunna anordnas till Kräppladiket. Befintliga ledningar finns i anslutning till området men då möjligheterna till anpassningar i både höjd- och sidled bedöms vara mycket goda, bedöms ingen reell ledningskonflikt föreligga.



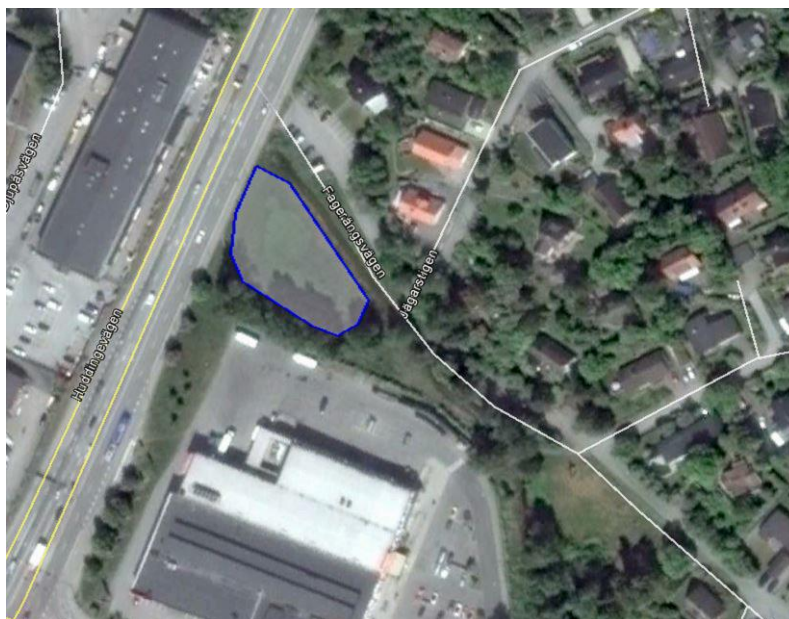
Figur 31. Förslag till placering av dagvattendamm vid Bjursätra på 0,05 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 15) Dagvattendamm Coop Huddingevägen – Ågestavägen.



Figur 32. Ett inklämt markområde mellan Coop, Huddingevägen, Fagerängsvägen och befintligt dike planeras för en dagvattendamm. Foto mot Huddingevägen i nordväst.

Marken bakom Coop vid korsningen Huddingevägen-Ågestavägen ägs av Huddinge kommun och är planlagd för natur och dagvatten (i norra delen). Relativt omfattande schakt bedöms krävas för att anlägga en dagvattendamm på platsen på grund av att diket är relativt djupt nedskuret. Lokal massbalans kan bli svår att uppnå.



*Figur 33. Förslag till placering av dagvattendamm vid Coop Huddingevägen på knapp 0,2 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.*

## 16) Dagvattendamm Nordmarksvägen (Farsta Str.)



Figur 34. Strandskogen och gångstigen nedanför Nordmarksvägen 82-84.

Dagvatten från flerbostadshusområden i östra Farsta strand leds i en 600-ledning nerför slänten söder om Nordmarksvägen 82-84. I strandskogen nedanför slänten finns möjligheter att anlägga en mindre damm med tillsynes rimliga intrångsutsikter. Ett tänkbart men sämre alternativ är en skärmbassäng.



Figur 35. Förslag till placering av dagvattendamm vid Nordmarksvägen på knapp 0,06 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 0,8 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 17) Dagvattendamm Gräsmarksgränd (Farsta Str.)

Dagvatten från de centrala delarna av Farsta Strands bostadsområden öster om Ågesta Broväg avleds i en 600-ledning ner genom parken öster om Gräsmarksgränd. Här finns även andra ledningar och sannolikt också park- och lekintressen. Möjligheter bedöms finnas för att integrera en dagvattendamm i parken så att den trots ett betydande ytbehov kan tillföra park- och lekvärden.



Figur 36. Parken öster om Gräsmarksgränd sedd från söder.



Figur 37. Förslag till placering av dagvattendamm vid Gräsmarksgränd på 0,08 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.



## 18) Dagvattendamm Rödkindavägen (Farsta Str.)



Figur 38. De små markytorna utmed gångstigen nedanför Rödkindavägen kan nyttjas för en mindre dagvattendamm. Foto mot väster.

En 500-ledning som avvattnar delar av västra Farsta Strand går i Rödkindavägen och mynnar i strandkanten nedanför vändplanen i söder. Här är ont om plats men möjligheter bedöms finnas att ta fram dagvattnet i slänten och leda det till en mindre dagvattendamm. För att få plats kan gångstigen behöva flyttas på eller modifieras. Närheten till badplatsen intill tillför eventuellt ytterligare ett motiv till en dagvattenreningsåtgärd på platsen.



Figur 39. Förslag till placering av dagvattendamm vid Rödkindavägen på 0,05 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 19) Dagvattendamm Hagsätra trafikplats (Ormkärr)



Figur 40. Strax väster om Huddingevägen finns en svagt skålförmad svacka.

Dagvatten från delar av bostadsområdet Ormkärr avleds ner mot Huddingevägen i en 600-ledning. Strax väster om Huddingevägen faller marken av och bildar en svagt skålförmad svacka. Här bedöms finnas höjdmässiga förutsättningar för att ta fram dagvattnet i slänten och leda ut det relativt ytnära i den skålförmade svackan. Utloppet från dammen måste anslutas till dagvattenledningen igen.



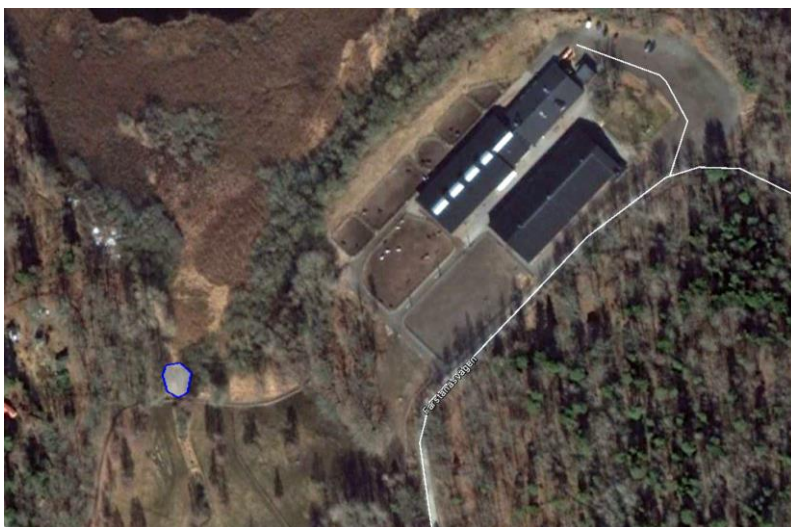
Figur 41. Förslag till placering av dagvattendamm vid Hagsätra trafikplats på 0,08 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 20) Damm Farsta ridskola (Svartvik)



Figur 42. Våtmarksområde nedanför Farstanäs Ridskola.

Avrinning från mindre delar av Svartvik avleds via ett öppet dike som skär igenom hästhagar tillhörande Farstanäs Ridskola. Norr om hagarna mynnar diket i ett våtmarksområde i Magelungens strandzon. Här bedöms finnas möjligheter att anlägga en sedimentationsdamm med åtkomstmöjligheter för rensning via befintlig gångstig.



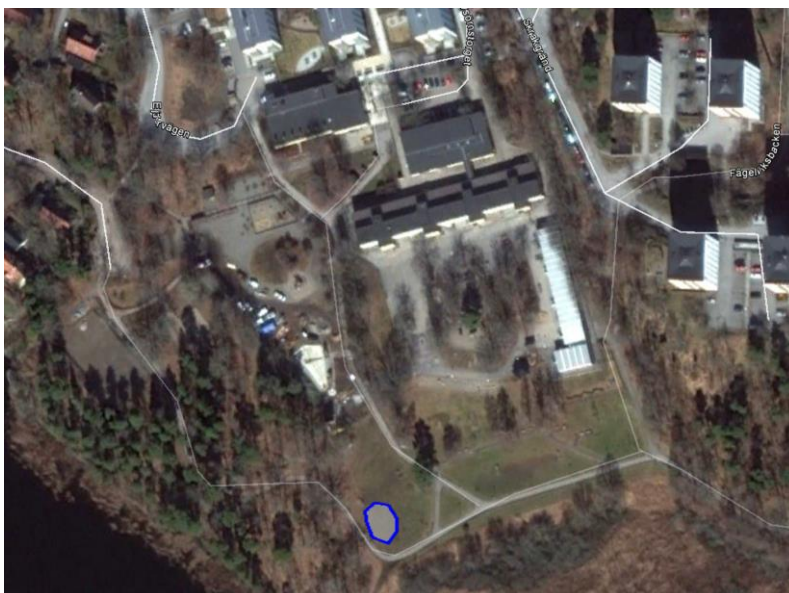
Figur 43. Förslag till placering av dagvattendamm vid Farsta ridskola på knappt 0,02 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 10 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 21) Dagvattendamm Fagersjöskolan



Figur 44. Gräsytan nedanför Fagersjöskolan sedd mot söder.

Dagvatten från mindre delar av Fagersjö runt Fagersjöskolan avleds i en 400 – ledning ner mot Magelungen över gräsytan nedanför Fagersjöskolan. På udden väster om mynningen finns en badbrygga. En mindre dagvattendamm skulle kunna anläggas inom den västra delen av gräsytan. En förutsättning är att säkerhetsaspekter kan tillgodoses för skolbarnen. Närheten till badbryggan intill tillför eventuellt ytterligare motiv till en dagvattenreningsåtgärd på platsen.



Figur 45. Förslag till placering av dagvattendamm vid Fagersjöskolan på 0,02 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 22) Dagvattendamm Snösätra (Rågsved)



Figur 46. Fårbetesmarken och det lilla dagvattendiket från södra Snösätra verksamhetsområde-

Dagvatten från södra delen av Snösätra verksamhetsområde avleds till ett litet öppet dike som löper igenom fårbetet och mynnar i Kräppladiket. Här finns goda möjligheter att anlägga en dagvattendamm. Frågan om åtkomst för rensning av sediment behöver dock lösas.



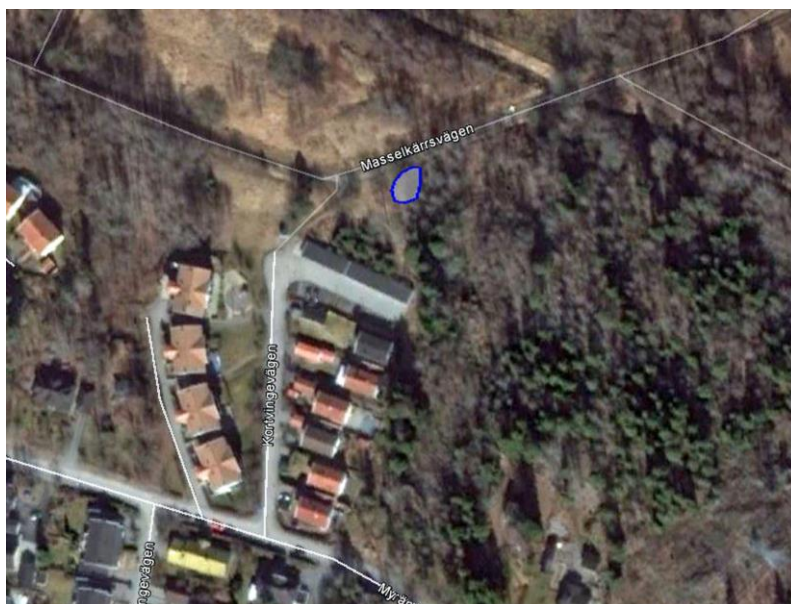
Figur 47. Figur 45. Förslag till placering av dagvattendamm vid Snösätra på 0,01 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 23) Dagvattendamm Kortvingevägen (Myrängen)



Figur 48. Dagvatten från Kortvingevägen och dess bostäder avleds i ett öppet dike som kan utvidgas till en damm. Foto mot söder.

Dagvatten från bostäderna på Kortvingevägen avleds i en 300-ledning till ett litet öppet dike ner mot Kräppladiket. Även om reningspotentialen är liten bedöms det finnas goda möjligheter för att gräva fram en damm här.



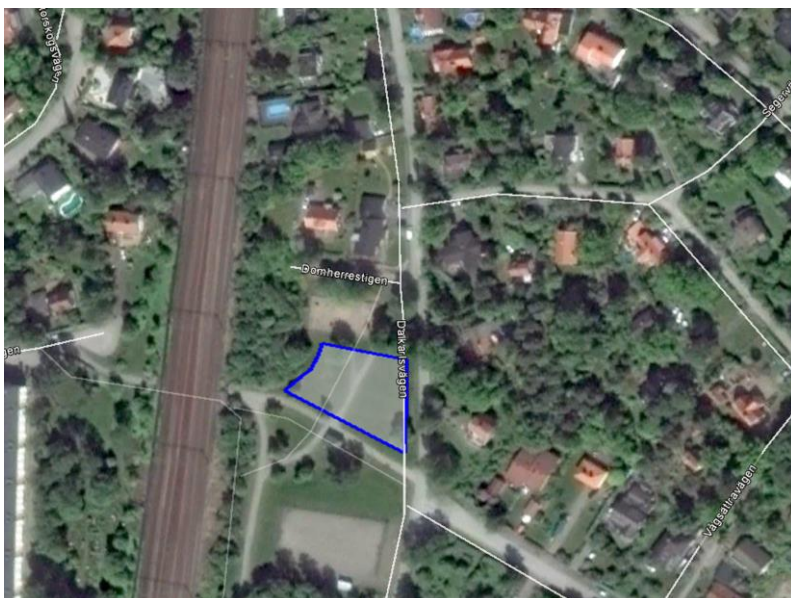
Figur 49. Förslag till placering av dagvattendamm vid Kortvingevägen på 0,01 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

## 1 b) Dagvattendamm Kräpplaparken (Segersminne)



Figur 50. Kräpplaparken sedd från norr.

I Kräpplaparken finns öppna gräsytor men gott om befintliga ledningar under mark och troligtvis behov av relativt djup schakt, alternativt pumpning för att åstadkomma en dagvattendamm.



Figur 51. Förslag till placering av dagvattendamm vid Kräpplaparken på 0,14 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 0,5 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.

### 1 c) Dagvattendamm öster om Bäckdalsvägen (Rågsved)



Figur 52. Gräsyta öster om Bäckdalsvägen med bostadshusen vid Bjursättragatan i bakgrunden. Foto mot nordväst.

En 1400-ledning och en 1200-ledning möts på den öppna marken öster om Bäckdalsvägen och övergår här i den 1800-ledning som ca 500 m längre söderut mynnar i Kräppla våtmark. Schaktbehoven bedöms vara relativt stora för att anlägga en dagvattendamm, alternativt krävs pumpning, och närheten till boende en viktig planeringsaspekt. En åtgärd här bedöms vara ett alternativ om en utvidgning av Kräppla Våtmark inte blir av.



Figur 53. Förslag till placering av dagvattendamm vid Bäckdalsvägen på drygt 0,9 hektar (våtyta), vilket motsvarar cirka 1 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Google Earth.



**Tabell 1 Sammanställning av grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslagna åtgärder för rening av samlat dagvatten**

| Benämning  | Område           | Grunddata  |                      |       |                      |          |                               |                                   | Rening              |             |                     | Kostnad   |                                     | Genomförbarhet                    |               |                              |                 |  |                              |                             |                |                  |
|--|------------------|------------|----------------------|-------|----------------------|----------|-------------------------------|-----------------------------------|---------------------|-------------|---------------------|---|-------------------------------------|-----------------------------------|---------------|------------------------------|-----------------|--|------------------------------|-----------------------------|----------------|------------------|
|  |                  | Receptiv   | Primärt miljöproblem | Källa | Placering            | Funktion | Tillrättningsområde red. (ha) | Ytbehov, 0,5-1 % av red. yta (ha) | Föreslagna yta (ha) | Reningegrad | Reningseffekt, kg P | Synergieffekter   | Investering 0,5 % av red. area, Mkr | Investering 1 % av red. area, Mkr | Drift, kkr/år | Kostnadseffektivitet, kkr/kg | Ansvar/rådighet | Tekniska förutsättningar                     | Inträng/hänsynsbehov         | Juridisk                    | Stöd i VM:s AP | Genomförandegrad |
| 1a Kräppla våtmark - ytterligare utvidgning              | Rågsved          | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 115,8                         | 0,58-1,16                         | 1,1                 | 50%         | 44-74               | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + rekreation                   | 5,8                                 | <b>11,6</b>                       | 306-567       | 15-18                        | Stockholm       | Normal. Dålig bärlighet & ev bef. ledningar. | Reservatsbildning            | Anmälan/tillstånd           | Ja             | 1                |
| 2 Dagvattendamm trafikplats Skogås                       | Skogås           | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 43,1                          | 0,22-0,43                         | 0,4                 | 50%         | 21-35               | Generella reningseffekter + gestaltning trafikerad miljö                      | 2,2                                 | <b>4,3</b>                        | 144-239       | 14-15                        | Huddinge        | Goda   | Litet                        | Anmälan                     | Ja             | 1                |
| 3a Dagvattenvåtmark Magelungsv.-Rågsvedsv.-pendelspåret. | Rågsved          | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 28,6                          | 0,14-0,29                         | 0,3                 | 50%         | 12-20               | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi                                | 1,4                                 | <b>2,9</b>                        | 108-176       | 17-18                        | Stockholm       | HV-ledning. I övrigt goda.                   | Litet                        | Anmälan                     | Ja             | 1                |
| 4 Bef skärmbassäng Farsta IP - funktion och skötselbehov | Farsta           | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 34                            | -                                 | 0,9                 | 50%         | 21                  | Generella reningseffekter   | 0,0                                 | 0,0                               | 428           | 20-jan                       | Stockholm       | Svåra  | Bef. Anläggning.             | Anmälan för ev rensning     | Ja             | 1                |
| 5 Dagvattendamm Solvik                                   | Fällan           | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 18,1                          | 0,09-0,18                         | 0,2                 | 50%         | 9-15                | Generella reningseffekter   | 0,9                                 | <b>1,8</b>                        | 86-126        | 16-16                        | Huddinge        | Normala. Bef. magasin                        | Närboende                    | Markägoförhållanden Anmälan | Ja             | 1                |
| 6 Dagvattendamm Magelungsvägen-Fågelviksbacken           | Fagersjö         | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 17,6                          | 0,09-0,18                         | 0,2                 | 50%         | 5-8                 | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + gestaltning                  | 2,7                                 | 5,4                               | 86-126        | 52-59                        | Stockholm       | HV-ledning. I övrigt normala.                | Bef. parkfunktion, ny plan.  | Anmälan                     | Ja             | 1                |
| 7 Dagvattenvåtmark/översilning Myrängsskolan             | Myrängen         | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 10,5                          | 0,05-0,11                         | 0,1                 | 50%         | 4-7                 | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + pedagogik                    | 0,5                                 | <b>1,1</b>                        | 68-95         | 25-24                        | Stockholm       | Goda   | Reservatsbildning            | Anmälan                     | Ja             | 1                |
| 8 Dagvattendamm Farstakrossen                            | Larsboda         | Forsån     | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 13,3                          | 0,07-0,13                         | 0,1                 | 50%         | 4-7                 | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + gestaltning trafikerad miljö | 2,1                                 | <b>3,9</b>                        | 77-104        | 53-50                        | Stockholm       | V-ledning & cykelstråk. I övrigt goda.       | Litet                        | Anmälan                     | Ja             | 1                |
| 9 Dagvattendamm Edsvallabacken - Nynäsvägen              | Larsboda         | Forsån     | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 5                             | 0,04-0,08                         | 0,1                 | 50%         | 3-5                 | Generella reningseffekter + gestaltning trafikerad miljö                      | 1,2                                 | <b>2,4</b>                        | 63-81         | 47-47                        | Stockholm       | Ev ledningar & cykelstråk                    | Litet                        | Anmälan                     | Ja             | 1                |
| 10 Dagvattendamm Linatorpsvägen - Nynäsvägen             | Skogås/Trångsund | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 5                             | 0,04-0,08                         | 0,1                 | 50%         | 3-5                 | Generella reningseffekter + gestaltning trafikerad miljö                      | 0,4                                 | <b>0,8</b>                        | 63-81         | 30-26                        | Huddinge        | Goda   | Litet                        | Anmälan                     | Ja             | 1                |
| 11 Dagvattendamm(ar) Nykroppagatan                       | Farsta           | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 6,4                           | 0,03-0,06                         | 0,06                | 50%         | 2-3                 | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + gestaltning                  | 0,3                                 | <b>0,6</b>                        | 59-72         | 39-37                        | Stockholm       | Normala                                      | Ny plan Magelungens strand   | Anmälan                     | Ja             | 2                |
| 12 Dagvattendamm skoltomt Högmoravägen                   | Högmora          | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 3,5                           | 0,02-0,04                         | 0,04                | 50%         | 1-2                 | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi                                | 0,2                                 | <b>0,4</b>                        | 54-63         | 67-45                        | Huddinge        | Normala                                      | Närboende. Planerad markanv. | Anmälan                     | Ja             | 2                |
| 13 Dagvattendamm Bäverdalen                              | Rågsved          | Magelungen | P                    | Dagv. | Se figur + GIS-karta | Sed.     | 3,9                           | 0,02-0,04                         | 0,04                | 50%         | 2-3                 | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + rekreation                   | 0,2                                 | <b>0,4</b>                        | 54-63         | 34-30                        | Stockholm       | Goda   | Betesmark                    | Anmälan                     | Ja             | 2                |

Tabell 1 forts. Sammanställning av grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslagna åtgärder för rening av samlat dagvatten

| Benämning   | Område                                       | Grunddata     |                    |       |           |                      |                              |                                   |                     | Rening      |                     | Svaretseffekter | Kostnad   |                                   |               | Genomförbarhet          |                 |                          |   |                             |                            |                     |    |
|---|--|---------------|--------------------|-------|-----------|----------------------|------------------------------|-----------------------------------|---------------------|-------------|---------------------|-----------------|---|-----------------------------------|---------------|-------------------------|-----------------|--------------------------|---|-----------------------------|----------------------------|---------------------|----|
|   |  | Recipient     | Primär miljööbolen | Källa | Placering | Funktion             | Tillränningsområde red. (ha) | Ytbehov, 0,5-1 % av red. yta (ha) | Föreslagen yta (ha) | Reningsgrad | Reningseffekt, kg P |                 | Investering 0,5 % av red. area, MKr                                       | Investering 1 % av red. area, MKr | Drift, Kkr/år | Kostnadsfaktorn, Kkr/Kg | Ansvar/ädlighet | Tekniska förutsättningar | Intrång/hänsynsbehov                          | Juridisk                    | Stöd i VM:s Ap             | Genomförandeordning |    |
| 3b*   | Magelungsdikets nedre dalgång                | Rågsved       | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 31,5                              | 0,16-0,32           | 0,3         | 50%                 | (13-22)         | Diversitet/ekologi + fisklek + rekreation + ev reningseffekter            | (1,6)                             | <b>(3,2)</b>  | 117-189                 | 17-18           | Stockholm                | Goda  | Reservatsbildning & fisklek | Anmälan                    | Ja                  | 2  |
| 14  | Öppen dagvattenavledning och damm Bjursättra | Rågsved       | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 4,8                               | 0,02-0,05           | 0,05        | 50%                 | 2-4             | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + gestaltning + predagogik | 0,2                               | <b>0,5</b>    | 54-68                   | 34-25           | Stockholm                | Bef. ledningar. Goda                          | Litet                       | Anmälan                    | Ja                  | 2  |
| 15  | Dagvattendamm Coop Huddingev.-Ågestav.       | Stuvsta       | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 16,6                              | 0,08-0,17           | 0,2         | 50%                 | 7-12            | Generella reningseffekter (diversitet/ekologi + gestaltning)              | 0,8                               | <b>1,7</b>    | 81-122                  | 19-19           | Huddinge                 | Normala                                       | Litet                       | Anmälan                    | Ja                  | 2  |
| 16  | Dagvattendamm Nordmarksvägen                 | Farsta Strand | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 7,4                               | 0,04-0,07           | 0,06        | 50%                 | 4-6             | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + gestaltning              | 0,4                               | <b>0,7</b>    | 63-77                   | 22-20           | Stockholm                | Goda  | Strandskog                  | Anmälan                    | Ja                  | 2  |
| 17  | Dagvattendamm Gräsmarksgränd                 | Farsta Strand | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 7,7                               | 0,04-0,08           | 0,08        | 50%                 | 3-5             | Generella reningseffekter + gestaltning                                   | 0,4                               | <b>0,8</b>    | 63-81                   | 30-26           | Stockholm                | V-ledning. I övrigt goda.                     | Närboende & bef. park       | Anmälan                    | Ja                  | 2  |
| 18  | Dagvattendamm Rödkindavägen                  | Farsta Strand | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 4,8                               | 0,02-0,05           | 0,05        | 50%                 | 2-3             | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + gestaltning              | 0,2                               | <b>0,5</b>    | 54-68                   | 34-33           | Stockholm                | Normala                                       | Strandskog                  | Anmälan                    | Ja                  | 3  |
| 19  | Dagvattendamm Hagsätra trafikplats           | Ormkärr       | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 8                                 | 0,04-0,08           | 0,08        | 50%                 | 3-5             | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + gestaltning              | 0,4                               | <b>0,8</b>    | 63-81                   | 30-26           | Stockholm                | Bef. ledningar. Normala                       | Litet                       | Anmälan                    | Ja                  | 3  |
| 20  | Damm Farsta Ridskola                         | Svartvik      | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 0,18                              | 0,001-0,002         | 0,02        | 50%                 | 1-1             | N-avskiljning + diversitet/ekologi  | 0,0                               | <b>0,2</b>    | 45-54                   | 46-67           | Stockholm                | Normala                                       | Ridskolan                   | Markgöförhållanden Anmälan | Ja                  | 3  |
| 21  | Dagvattendamm Fågersjöskolan                 | Fagersjö      | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 2,1                               | 0,01-0,02           | 0,02        | 50%                 | 1-2             | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + gestaltning              | 0,1                               | <b>0,2</b>    | 50-54                   | 56-34           | Stockholm                | Goda  | Skolbarn. Utebad.           | Anmälan                    | Ja                  | 3  |
| 22  | Dagvattendamm Snösätra                       | Rågsved       | Kräppladiket       | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 1,4                               | 0,01-0,01           | 0,01        | 50%                 | 0,3-0,5         | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi                            | 0,1                               | <b>0,1</b>    | 47-50                   | 167-112         | Stockholm                | Bef. tryckspill. Goda.                        | Betesmark                   | Anmälan                    | Ja                  | 3  |
| 23  | Dagvattendamm Kortvingevägen                 | Myrängen      | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed., mm                     | 1,4                               | 0,01-0,01           | 0,01        | 50%                 | 0,5-0,8         | Generella reningseffekter   | 0,1                               | <b>0,1</b>    | 47-50                   | 100-70          | Stockholm                | Goda  | Litet                       | Anmälan                    | Ja                  | 3  |
| 1b*   | Dagvattendamm Kräpplaparken                  | Segersminne   | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 28,3                              | 0,14-0,28           | 0,14        | 50%                 | (8-14)          | Generella reningseffekter + diversitet/ekologi + gestaltning              | <b>(4,2)</b>                      | (8,4)         | 108-171                 | 47-51           | Huddinge                 | Svåra. Bef. ledningar, djup vs yta & geotekn. | Bef. parkfunktion           | Anmälan                    | Ja                  | Ev |
| 1c*   | Dagvattendamm öster om Bäckdalsvägen         | Rågsved       | Magelungen         | P     | Dagv.     | Se figur + GIS-karta | Sed.                         | 92,7                              | 0,46-0,93           | 0,9         | 50%                 | (42-70)         | Generella reningseffekter + boendemiljö                                   | (14)                              | <b>(28)</b>   | 252-464                 | 27-32           | Stockholm                | Svåra. HV-ledning. Schakt djup vs yta.        | Närboende                   | Anmälan                    | Ja                  | Ev |
| * Ej medtagna i summering då dessa ses som alternativa anläggningar m a p fosforening |  |               |                    |       |           |                      |                              |                                   |                     |             | 21                  | 41              | 2500  |                                   |               |                         |                 |                          |   |                             |                            |                     |    |