WRS
Water Revival Systems

Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Trekanten

Miljöförvaltningen Stockholms Stad

RAPPORT nr 2017-1056-A

Författare: Sofia Åkerman, Robert Jönsson och Preetam C. Hernefeldt WRS AB

Granskning: Daniel Stråe och Dimitry van der Nat

SLUTVERSION 2017-12-05

Innehåll

Sammanfattning 4
1 Inledning 7
1.1 Bakgrund 7
1.2 Syfte 7
1.3 Målbilder för sjön 7
1.4 Stockholms dagvattenstrategi 8
2 Underlag 8
2.1 Tidigare utredningar 9
3 Övergripande metodik 9
4 Beskrivning av Trekanten 10
4.1 Beskrivning av omgivningen 11
4.2 Geologi och jordarter 12
4.3 Nyligen utbyggda områden 12
5 Trekantens tillrinningsområde 12
5.1 Markanvändning 13
5.2 Verksamheter och markföroreningar 15
6 Statusklassning 16
6.1 Sammanfattande tabell statusklassning 16
6.2 Ekologisk status 18
6.3 Hydromorfologiska faktorer 21
6.4 Kemisk status 22
7 Genomförda åtgärder 23
7.1 Riploxbehandling 23
7.2 Rotenon 23
7.3 Dricksvattentillsättning 23
7.4 Behandling av bottenvatten 24
7.5 Skärmbassäng 24
7.6 Fällning av bottensediment 26
7.7 Rening av dagvatten från Essingeleden 26
7.8 Spårning av felkopplingar av spillvatten 26
8 Nuvarande tillförsel av näringsämnen och föroreningar 27
8.1 Schablonberäknad medelårstillrinning 27
8.2 Schablonberäknad bruttotransport 27
8.3 Schablonberäknade nettotransporter 29
8.4 Läckage från förorenad mark 30
8.5 Aluminiumbehandlingens effekt på fosfor- och föroreningsläckage från Trekantens bottensediment 31
9 Ändrade föroreningstransporter efter pågående planarbeten och ombyggnation 32
10 Fosforbudget 32
10.1 Fosfor från Trekantens tillrinningsområde 32
10.2 Acceptabel fosforbelastning till Trekanten 32

11 Åtgärdsbehov 33
11.1 Fosfor 33
11.2 Ammoniak 33
11.3 Bly, kadmium, kvicksilver och benso(a)pyren 33
11.4 Övriga ämnen som god kemisk status inte uppnås för 35
11.5 Summering - åtgärdsbehov för näringsämnen och föroreningar 36
12 Åtgärdsförslag 39
12.1 Urvals- och prioriteringsgrunder 39
12.2 Torrdamm - markbädd, dagvatten från Nybohov, åtgärd 1 40
12.3 Rening av dagvatten från parkeringar och körytor 43
12.4 Åtgärd 7 a & b, skärmbassäng i den östra delen 50
12.5 Rening med de olika åtgärderna 51
12.6 Kostnader 52
12.7 Övriga åtgärder 54
12.8 Åtgärder vid ny- och ombyggnad 55
12.9 Kunskapshöjande åtgärder 57
13 Åtgärdsförslag som idag ej är aktuella 57
13.1 Takdagvatten 57
13.2 Muddring av sediment 57
14 Sammanfattning och prioritering av åtgärderna 58
15 Referenser 60
15.1 Skriftliga 60
15.2 Internet 62
15.3 Muntliga /mail 62

Bilagor

Bilaga 1 – Trekantens markanvändning

Bilaga 2 - Schablonhalter och koefficienter

Bilaga 3 - Föroreningsbelastning (BRUTTO)

Bilaga 4 - Föroreningsbelastning (NETTO)

Bilaga 5 - Länsstyrelsens karta över förorenad mark

Bilaga 6 – Justeringar av erhållet underlag för markanvändning

Bilaga 7 – Enskilda åtgärders minskning av föroreningars årsbelastning

Bilaga 8 – Sammanställning av åtgärdsförslagen

Sammanfattning

Syftet med denna utredning är att ta fram underlag till ett lokalt åtgärdsprogram för vattenförekomsten Trekanten i området Gröndal-Liljeholmen i sydvästra Stockholm. I Trekanten finns det ett EU-bad vilket innebär att den sedan 2015 klassas som en vattenförekomst enligt EU:s vattendirektiv. Den ekologiska statusen är i VISS klassad som måttlig, på grund av att statusen för fisk är måttlig och att halter av det särskilt förorenade ämnet ammoniak är för höga. Sjön uppnår ej god kemisk status.

Under åren har många åtgärder gjorts för att förbättra Trekantens vattenkvalitet. Dricksvatten tillförs sjön sedan 1980-talet för att öka vattnets omblandning och minska dess omsättningstid. Höga halter av näringsämnen och syrebrist i bottenvattnet föranledde att fosfor i bottensedimentet fälldes 2011. Åtgärden minskade den interna fosforbelastningen och har resulterat i vattnets fosforhalter har sjunkit avsevärt. Trekanten har idag därför god status avseende näringsämnen. En ytterligare orsak till dagens minskade näringsbelastning är den skärmbassäng som anlades 2008-2009 och behandlar dagvatten från stora delar av tillrinningsområdet.

För att kunna bedöma minskningsbehov och föreslå åtgärder har dagens externa belastning av näringsämnen och föroreningar modellerats för dagvatten från sjöns tillrinningsområde. Hela området har delats upp i sex deltillrinningsområden utifrån ledningsnätets utbredning och utloppspunkter.

Det tillsatta dricksvattnet innebär en minskning av omsättningstiden från 4,2 år till 0,9 år, vilket påverkar den acceptabla belastningen av fosfor. Med dricksvattentillsättning är den acceptabla årliga fosforbelastningen 32 kg och utan dricksvatten 11 kg. Via dagvatten och atmosfärisk deposition belastas sjön årligen med 29 kg fosfor, avskiljning i befintlig skärmbassäng inräknad. Så länge dricksvatten tillsätts behöver inte fosforbelastningen minska. Om drickvattentillsättningen däremot avbryts behöver mängden fosfor till Trekanten minska med 18 kg/år.

Följande identifierade problemämnen gör att sjön ej uppnår god kemisk status: bly, kadmium, kvicksilver, benso(a)pyren, antracen, flouranten, naftalen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylen, polybromerade difenyletrar (PBDE) och tributyltennföreningar. Alla ämnen förutom PBDE har uppmätts i för höga halter i sedimenten år 2002 eller år 2009. För PBDE har statusklassningen sitt ursprung i att halterna bedöms överskrida gränsvärdet i fisk i samtliga vattenförekomster i Sverige.

Beräkningar har gjorts för att uppskatta vilken koncentration i sedimentet som belastningen av problemämnen för den kemiska statusen ger upphov till och på så vis bedöma den acceptabla belastningen för att på sikt nå ner till miljökvalitetsnormerna (MKN). Beräkningarna bygger på olika antaganden och osäkerheten i dem bör has i åtanke när resultaten används. Till följd av redan genomförda åtgärder är föroreningsbelastningen idag lägre än när sedimentprovtagningar genomfördes 2009. För bly- och kvicksilver bedöms dagens belastning vara låg nog att tillkommande sediment är rent nog för att på sikt kunna nå MKN. Belastningen av kadmium och benso(a)pyren behöver minska med 44 respektive 3,2 g/år för att nå ner till gränsvärdet. Mängderna motsvarar en minskning med 62 % respektive 53 % av dagens årliga belastning via dagvattnet.

För problemämnen bedöms både belastningsdata och åtgärders avskiljningseffekt vara osäkra på grund av ett litet dataunderlag, de beting som redovisas i rapporten bör därför användas med stor försiktighet. Det beräknade minskningsbehovet för dessa varierar mellan 0 och 112 % av dagens belastning via dagvattnet.

Även om det i nuläget inte finns något beting för fosfor bör på sikt åtgärder i tillrinningsområdet genomföras för att säkerställa att sjöns fosforhalter i framtiden inte ökar. I nuläget kommer det mest fosfor, 15 kg, från deltillrinningsområde 1 vilket utgörs av bostadsområdet Nybohov, Liljeholmens centrum samt delar av Södertäljevägen. Dagvattnet från deltillrinningsområde 4, nordöst om Trekanten, leds också orenat ut i Trekanten. Delavrinningsområdena i den västra delen av sjön renas i en befintlig skärmbassäng. Utifrån detta har fokus i arbetet med åtgärdsförslag legat på delavrinningsområde 1 och 4. I de föreslagna åtgärderna avskiljs både fosfor och andra prioriterade ämnen. För att rena dagvattnet från har ett antal åtgärdsförslag tagits fram och prioriterats enligt följande utifrån dess kostnadseffektivitet och möjlighet till genomförande. Små anläggningar som renar en begränsad mängd fosfor blir förhållandevis dyra per kg fosfor.

1. Torrdamm - markbädd nedanför Nybohov i deltillrinningsområde 1. Rening av dagvatten från delar av deltillrinningsområde 1 föreslås ske i en torr damm med markbädd intill Södertäljevägen. I den skulle cirka 4,5 kg fosfor årligen kunna avskiljas till en kostnad av cirka 24 500 kr/kg P och år med avskrivningstid på 25 år.
2. Förbättring av befintlig skärmbassäng. Dagvattnet från de västra och norra delarna av tillrinningsområdet renas idag i en skärmbassäng. Den föreslås göras ännu mer effektiv med hjälp av två till tre flödesstyrande skärmväggar, vilka bedöms kunna minska tillförseln av fosfor till den övriga sjön med cirka 2 kg per år. Kostnaden beräknas uppgå till 5 000 kr/kg fosfor med avskrivningstid på 25 år.
3. Skärmbassäng i sjöns östra del. Ett kostnadseffektivt sätt att rena allt dagvatten från deltillrinningsområde 1 är att en skärmbassäng anläggs i den östra delen av sjön. Om en sjöförlagd ledning läggs från dagvattenutloppet för deltillrinningsområde 4 till skärmbassängen kan även det områdets dagvatten renas. Skärmbassängen beräknas kunna avskilja 55 % av inkommande fosfor, vilket ger att 8 kg fosfor årligen avskiljs från deltillrinningsområde 1 och 3 kg årligen avskiljs från deltillrinningsområde 4, totalt 11 kg. Kostnaden för skärmbassängen och ledningen ger en årskostnad på cirka 25 000 kr/kg fosfor.
4. Växtbäddar intill Södertäljevägen. En del av dagvattnet från den kraftigt trafikerade Södertäljevägen avrinner till Trekanten. Dagvattnet från vägen, liksom dess avfart bedöms kunna renas i växtbäddar. Kostnaden för växtbäddarna för Södertäljevägen beräknas uppgå till cirka 100 000 kr/kg P och år utslaget på 25 år. För att omhänderta vatten från vägens avfart beräknas en växtbädds kostnad vara 240 000 kr/kg P och år med avskrivningstid på 25 år.
5. Växtbädd intill parkering i Trekantsparken. Parkeringens dagvatten bedöms kunna renas i en växtbädd, vilken beräknas kunna minska den årliga fosforbelastningen med 0,05 kg. Kostnaden för växtbädden beräknas uppgå till cirka 340 000 kr/kg P och år med avskrivningstid på 25 år.

6. Växtbäddar för dagvatten från två privata parkeringar i tillrinningsområde 1. Om båda parkeringarna åtgärdas beräknas den årliga fosforbelastningen minska med cirka 0,27 kg till en kostnad av cirka 330 000 kr/kg P och år med avskrivningstid på 25 år.

Av nämnda åtgärder är det enbart med hjälp av en skärmbassäng i sjöns östra del som kadmium och benso(a)pyren bedöms kunna avskiljas till den grad att god kemisk status uppnås. Övriga åtgärder bedöms inte, varken enskilt eller tillsammans, kunna avskilja nämnda två ämnen till den grad att god status uppnås. För övriga problemämnen som påverkar den kemiska statusen bedöms varken data för belastning eller åtgärders avskiljningsgrad vara tillräckliga för att kunna dra slutsatser om åtgärdernas effekt. De provtagningar som har gjorts i sedimentet gjordes före och i samband med att den befintliga skärmbassängen anlades. Både effekten av skärmbassängen och eventuella framtida åtgärder bedöms leda till att ett allt ”renare” sediment byggs upp ovanpå sjöns befintliga sediment och att föroreningshalterna därför successivt bör minska.

Många åtgärder har genomförts i Trekanten, vilket innebär att sjön på sikt kommer att få en bättre ekologisk status. Fällningen av bottensedimentet och minskade halter av föroreningar i det tillrinnande dagvattnet skapar på sikt bättre förutsättningar för att uppnå en bättre status av de biologiska kvalitetsfaktorerna bottenfauna, växtplankton och makrofyter. En ny provtagning av bottenfaunan behöver göras för att följa upp utvecklingen efter fällningen. Hur de åtgärder som redan har genomförts kommer förbättra statusen på fisk är mer osäker. Bedömningsgrunderna för fisk är inte anpassade för denna typ av sjö vilket innebär att det även framöver kan bli svårt att uppnå god status för fisk. Det är ännu förhållandevis okänt vad som behöver göras för att förbättra de biologiska kvalitetsfaktorerna när näringsämnesstatusen är god.

Det är många faktorer som påverkar statusen i Trekanten vilket medför att det idag inte säkert går att förutse en exakt tidpunkt för när en god kemisk och ekologisk status kommer att kunna uppnås i sjön.

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.

I Trekanten finns det ett EU-bad vilket har föranlett att sjön klassas som en ny ytvattenförekomst enligt EU:s vattendirektiv. För Trekanten är den ekologiska statusen måttlig och sjön uppnår ej god kemisk status. Målet är att uppnå god ekologisk status till 2027 med motiveringen att ytterligare utredning av påverkanskällor och åtgärder behövs. Enligt VISS, vatteninformationssystem Sverige, behöver åtgärder genomföras till 2021, för att nå god ekologisk status till 2027. God kemisk ytvattenstatus anges uppnås med undantag för antracen, kadmium, fluoranten och bly (2027) och undantag - mindre stränga krav för bromerad difenyleter och kvicksilver.

1.2 Syfte

Denna utredning syftar till att ta fram underlag för beslut om lokalt åtgärdsprogram för Trekanten inklusive åtgärder som ska få sjön att nå god vattenstatus till år 2027. Åtgärderna, vars effekter kvantifieras, redovisas även i GIS (shape-filer).

1.3 Målbilder för sjön

Det finns flera målbilder och intressekonflikter gällande Trekanten, bland annat mellan rekreation och miljökvalitetsnormerna för vatten (MKN), speciellt gällande fisket. Prioriteringar gällande förbättringsbehov och åtgärder har diskuterats löpande under arbetet med utredningen.

Bad – I och med att det finns en EU-badplats i Trekanten klassas sjön som en ytvattenförekomst. God badvattenkvalitet är därmed ett viktigt intresse. Badvattenkvalitet är dock inte en kvalitetsfaktor vid statusklassning, men påverkas av vattenkvaliteten.

Rekreation – Trekanten har ett stort värde för närområdet vad gäller promenader, löprundor, hundrastning, picknick m.m. Det behöver inte, men kan stå i konflikt med övriga intressen, t ex plats för dagvattenreningsåtgärder.

Fiske - Sjöns fiskfauna är (kraftigt) manipulerad med först rotenonbehandling på 1980-talet för att avlägsna mörtfisk, och därefter inplantering av olika fiskarter exempelvis abborre, öring och regnbåge. Sjön används i nuläget som en ”put- and take”-sjö med fisktillsättning cirka två gånger om året. Signalkräfta är också inplanterad. Tidigare har sjön haft en naturlig kontakt med Mälaren, vilket den inte har längre. Trekantens värde som fiskesjö i Stockholm är stort.

God ekologisk status – i nuläget är det fisk som gör att sjöns status klassas som måttlig. Det går dock inte med säkerhet att säga att den måttliga statusen för fisk beror på alla åtgärder som genomförts i sjön. Den hydromorfologiska statusen är otillfredsställande på grund av att ytorna runt omkring sjön är anlagda eller brukas. Att återskapa dessa ytor till

naturmark som inte brukas, det vill säga klipps, står i konflikt med det stora rekreationsvärdet för Trekanten där gräsmattor nyttjas för bollspel, bad, picknick m.m.

1.4 Stockholms dagvattenstrategi

Stockholm stad antog år 2015 ”Dagvattenstrategi., Stockholms väg till en hållbar dagvattenhantering” (Stockholm stad, 2015). En hållbar dagvattenhantering eftersträvas och ska uppnås genom fyra mål:

1. *Förbättrad vattenkvalitet i stadens vatten*
2. *Robust och klimatanpassad dagvattenhantering*
3. *Resurs och värdeskapande för staden*
4. *Miljömässigt och kostnadseffektivt genomförande*

Vattenkvaliteten i stadens vatten är prioriterad och målet är att god vattenstatus eller motsvarande ska uppnås i stadens samtliga vattenområden. De största miljöproblemen för Stockholms vattenområden är övergödning och miljöfarliga ämnen. I strategin har principer tagits fram för hur dagvattenhanteringen ska ske. Åtgärdsprioriteringen kan sammanfattas i följande ordning:

- *I första hand ska åtgärder vidtas vid källan så att dagvattnet inte förorenas.*
- *I andra hand ska dagvatten hanteras nära uppkomsten genom lokala dagvattenlösningar på kvartersmark och allmän mark.*
- *I tredje hand ska dagvatten renas i anläggningar som samlar vatten från flera källor.*

Staden har även valt att prioritera ytor som anses alstra dagvatten med särskilt höga föroreningskoncentrationer. Särskilt fokus ska ligga på följande ytor:

- *Trafikleder med mer än 10 000 fordon per dygn.*
- *Större parkeringsanläggningar och terminalområden.*
- *Industrifastigheter med miljöfarlig verksamhet.*
- *Fastigheter med tak- och fasadplåt i koppar och zink, samt dess legeringar.*

2 Underlag

Det huvudsakliga underlagsmaterialet har bestått av:

- GIS-data för deltillrinningsområden, markanvändning, ledningsnät, utloppspunkter och pågående planarbeten.
- Information om befintliga dagvattenreningsanläggningar.
- Information om potentiella punktkällor.
- Data från miljöövervakning, sedimentprovtagning, miljögifter i fisk mm.
- Schablonberäknade dagvattenburna närsalt- och föroreningsmängder för Stockholm, beräknade med Stockholm Vatten och Avfalls egna schabloner.
- Gällande detaljplaner och handlingar för pågående planarbete

- Ortofoto från 2012 över Stockholm, från Stockholms stads ”Dataportalen - öppna data”.

2.1 Tidigare utredningar

Genom åren har ett stort antal utredningar gjort om Trekanten. Pengar från den så kallade miljömiljarden söktes under 2005 för flera olika projekt, se vidare avsnitt 7. I samband med det gjordes en sammanställning av tidigare utredningar, ”Åtgärder för att minska tillförseln av föroreningar med dagvatten till sjön Trekanten, Stockholm”, CIT Urban Water Management AB, 2008.

3 Övergripande metodik

Den övergripande arbetsmetodiken för uppdraget har bestått i att:

1. Ta fram GIS-skikt med ett sammanhängande tillrinningsområde, markanvändning och föroreningstransporter utifrån stadens underlag, se punkt 3 samt kapitel 5.
2. Göra en oberoende statusklassning utifrån tillgängliga data, se avsnitt 6.
3. Kvantifiera dagens flöden av problemämnen till och från Trekantens vattenmassa, i synnerhet med avseende på fosfor, se kapitel 8. - Information för gällande detaljplaner och pågående planarbete har inhämtats och gåtts igenom. Med hjälp av ortofoton, internetbaserade karttjänster och fältbesök har de senaste planernas genomförandestatus undersökts och jämförts med erhållna underlag för markanvändning. Dagens markanvändning skiljer till viss del jämfört med erhållet underlag, bland annat till följd av att olika områden har hunnit exploateras efter att underlaget skapades. I och med att tillrinningsområdet är relativt litet bedömdes det lämpligt att ta hänsyn till skillnaderna, vilka antagligen hade varit försumbara för ett större områdes föroreningsbelastning. Nya beräkningar har därför gjorts enligt Stockholms Vattens egna beräkningsmetodik och schablonvärden (Stockholm Vatten, 2015) samt årsnederbörden 0,6 m. Hädanefter benämns föroreningsmodelleringen som ”Stockholmsmodellen”. Beräkningarna utfördes dels för att få mer exakta data gällande just Trekantens tillrinningsområde och dels för att kunna återanvända metodiken vid beräkning av specifika åtgärdsförslags effekt. De förändringar som gjorts för markanvändningsunderlaget listas i bilaga 6. Kvantifiering av dagvattnets transport av problemämnen som saknas i Stockholmsmodellen har gjorts med dagvattenmodellen StormTac (version 17-3).
4. Kvantifiera maximalt tillåtna flöden av problemämnen för att god ekologisk och kemisk status ska uppnås. - Detta har i huvudsak gjorts utifrån en framtagen budget för näringsämnen och föroreningar, haltgränsvärden och beräknad tillrinning, se kapitel 10 och 11.
5. Kvantifiera reduktionsbehovet (åtgärdsbehovet) som skillnaden mellan dagens flöden och maximalt tillåtna flöden, se kapitel 11.
6. Utifrån tillgängligt utredningsmaterial bedöma potentiella punktkällors påverkanspotential med avseende på identifierade problemämnen.

7. Identifiera strategiska platser för dagvattenreningsanläggningar eller andra problemlösande åtgärder, se kapitel 12. - Platser för dagvattenreningsanläggningar har identifierats utifrån schablonberäknade dagvattenburna föroreningstransporter, flygfoton, platsbesök och samrådande med berörda tjänstemän i projektgruppen.
8. Prioritetsordna åtgärder till en plan utifrån i första hand beräknad kostnadseffektivitet men även utifrån större positiva synergieffekter, se kapitel 14.

Se respektive avsnitt för mer detaljerade beskrivningar av metodiken. Arbetet har skett i nära dialog med projektledningsgruppen, bland annat genom ett flertal avstämningsmöten. Delredovisning och slutredovisning har gjorts för en bredare referensgrupp.

4 Beskrivning av Trekanten

Tabell 1. Korta fakta om Trekanten

Sjöyta	13,5 ha
Volym	570 000 m^3
Medeldjup	4,4 m
Maxdjup	7,0 m
Omsättningstid utan tillsatt dricksvatten	4,2 år
Omsättningstid med tillsatt dricksvatten	0,9 år
Kommuner	Stockholm

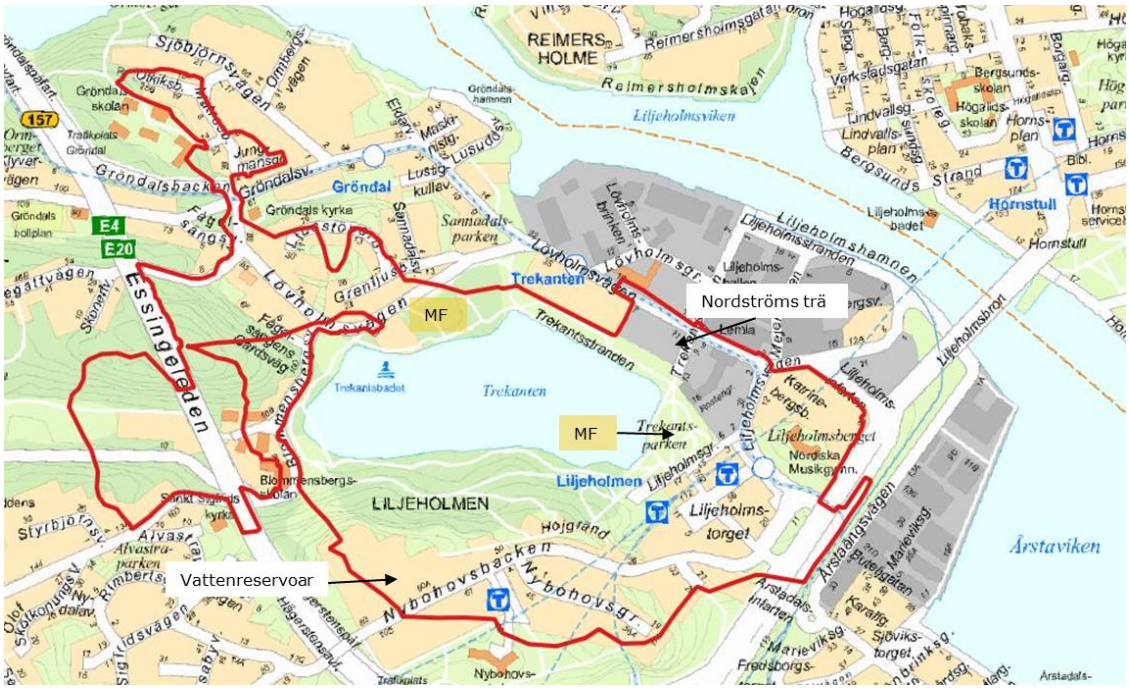
Sjön Trekanten är belägen i området Gröndal - Liljeholmen i Stockholm, se Figur 1. Den är en relativt stor parksjö och dess centrala läge och tillgänglighet ger sjön liksom omgivande park ett högt rekreationsvärde. Sportfiske bedrivs i sjön och för att gynna detta sätts det regelbundet ut bland annat regnbåge. I sjöns nordvästra del finns en badplats med brygga och sandstrand, där staden regelbundet tar prover för badvattenkvalitet. Badplatsen är orsaken till att sjön idag är klassad som vattenförekomst enligt EU:s vattendirektiv. Då den är en vattenförekomst omfattas den av direktivets krav på god status, vilket den idag inte helt uppnår. Sjön saknar idag ett naturligt utlopp och utgående vatten leds via ledning ut till Liljeholmsviken.

Historiskt sett har Trekanten omgetts av industrier, vilka till stor del är avvecklade idag. Öster om sjön har det förekommit verksamheter i form av bland annat träimpregnering, kemtvätt samt tillverkning av bekämpningsmedel och läkemedel. Norr om sjön har både färgfabrik och garveriverksamhet förekommit. Föroreningar från dessa verksamheter återfinns fortfarande i sedimentet. Återkommande problem med algblomning och förhöjda halter av näringsämnen och tungmetaller i vattnet har förekommit. Till följd av detta har sedan drygt 30 år tillbaka ett omfattande åtgärdsarbete utförts för att förbättra sjöns vattenkvalitet, läs mer om dessa i avsnitt 7. Idag bedöms den huvudsakliga belastningen på sjön utgöras av föroreningar som transporteras med tillrinnande dagvatten.

4.1 Beskrivning av omgivningen

Området närmast sjön består av flack parkmark, förutom längs dess södra sida/strand som är en förkastningsbrant med hassel och lövträd. Ovanför sluttningen ligger området Nybohov, se Figur 1. Där finns en av Stockholm Vatten och Avfalls dricksvattenreservoarer. Öster om reservoaren breder ett bostadsområde ut sig med tre höga punkthus byggda 2007 följt av ett flerfamiljshusområde från 1950- och 60-talet. Öster om Nybohov och Trekanten ligger Liljeholmens centrum med tunnelbanestation, bussterminal, spårväg i form av tvärbanan, galleria, torg samt nyare flerfamiljshus. Södertäljevägen avgränsar avrinningsområdet åt öster. Vidare norrut återfinns områdets enda återstående industri, Nordströms Trä, följt av flerfamiljshus intill spårvägen som avgränsar sjöns tekniska tillrinningsområde åt nordost. Mellan spårvägen och Liljeholmsviken ligger Cementas gamla industriområde som numera är sålt för framtida bostadsexploatering. Längs sjöns norra del där det tidigare legat industrier och bostäder ända ner till sjön återfinns endast parkmark förutom Anticimex före detta huvudkontor, byggt på 80-talet. Byggnaden används idag som grundskola. Norr om parken finns ett område med villor, flerfamiljshus och kolonilotter. I väster går Essingeleden, vilken är en av Sveriges mest trafikerade trafikleder.

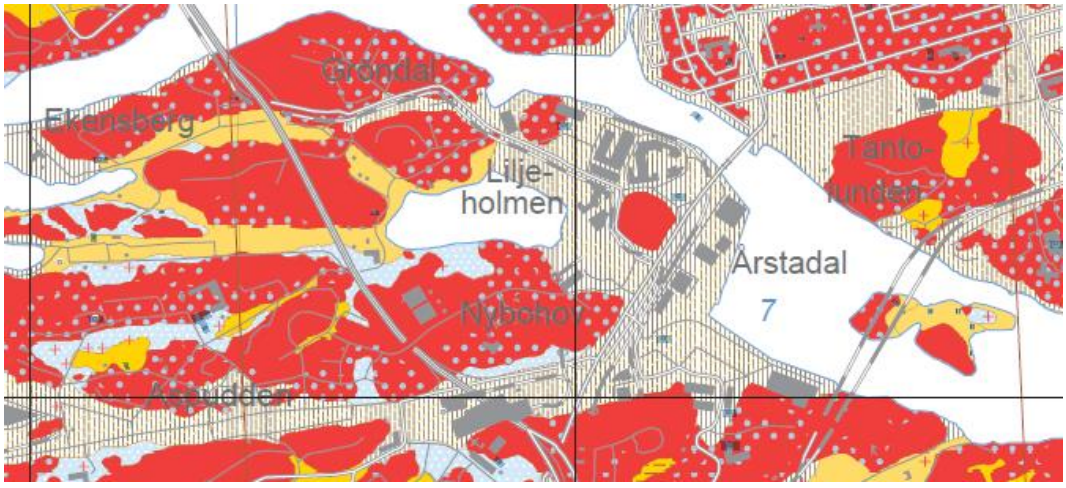
Runtomkring sjön finns en promenadstig som till största delen är grusbelagd men några sträckor är asfalterade. Längs den södra sidan finns det flera träbryggor/spänger där det annars skulle vara svårt att passera på grund av att det är brant. Stora pilar sträcker sig ut över vattnet och grenverket går även ned i vattnet, se vidare avsnitt 12.7. Sjön används för bad på sommaren, skridskoåkning på vintern på en plogad bana, promenader m.m. Det finns många parkbänkar och platser med utblickar över sjön. Mellan sjön och Liljeholmstorget finns en lekplats som kallas fruktparken.



Figur 1. Karta över Trekanten och dess omgivningar. MF markerar områden med markföroreningar, se vidare avsnitt 5.2.2.

4.2 Geologi och jordarter

Norr och söder om Trekanten finns det höjder med berg i dagen, se röda områden i Figur 2. När det är ljusblåa prickar på betyder det att det är ett tunt lager morän ovanpå berget. Området nordöst och öster om Trekanten är utfyllt, se streckat område. I dalgången som leder västerut bort mot Vinterviken och längs den låglänta nordvästra och norra stranden utgörs marken av lera, gul färg i figuren. På den södra sidan av sjön finns ett mindre område med sandig morän ovanpå berget – ljusblått område med vita prickar i figuren.



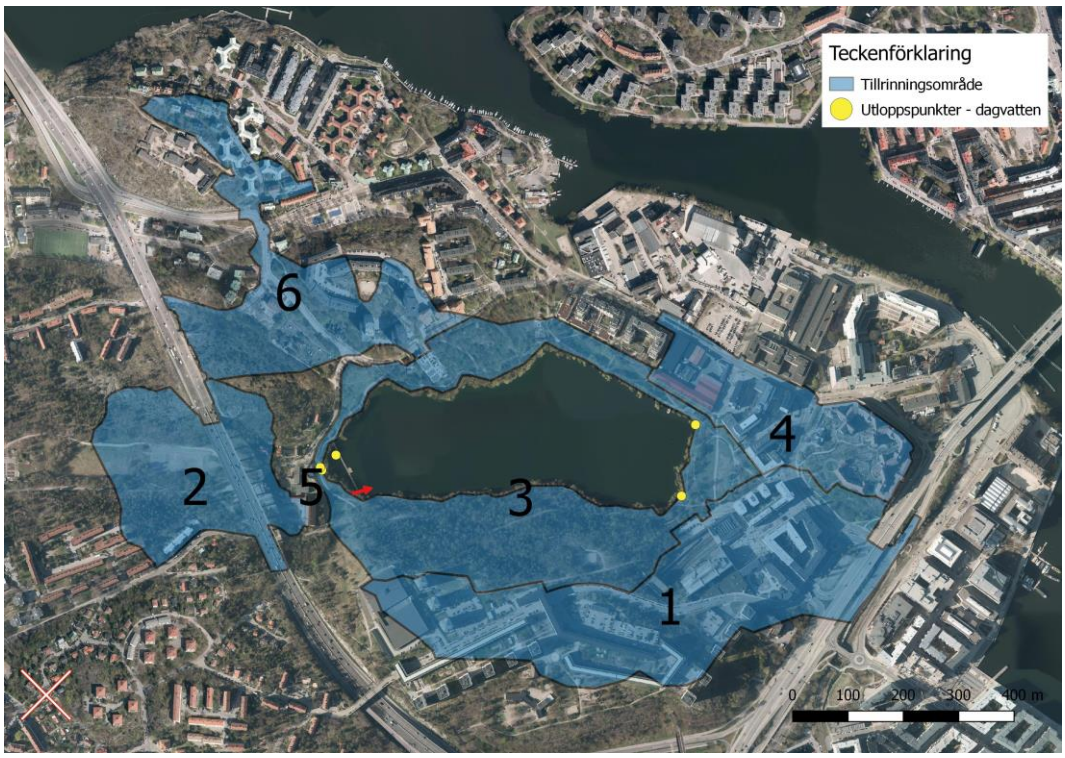
Figur 2. Jordartskarta över Trekantens omgivningar. Källa: SGU

4.3 Nyligen utbyggda områden

Under 2000-talet har det skett en del nyexploateringar och ombyggnationer främst söder och öster om Trekanten. Liljeholmens tunnelbanestationsydost om sjön överdäckades med ett bostadskvarter i början av 2000-talet. Då byggdes även en ny bussterminal i anslutning till tunnelbanan. Tre punkthus med ett hundratal lägenheter byggdes under 2007 i Nybohovs nordvästra del. Det nya Liljeholmstorget intill tunnelbanestationen färdigställdes under hösten 2009 och samtidigt invigdes den stora gallerian. För närvarande pågår exploatering på båda sidor längs vägen Nybohovsbacken, söder om sjön, med 14 bostadshus och totalt närmare 200 lägenheter (Stadsbyggnadskontoret, 2011). I slänten ned mot Trekanten har en förskola byggts. Även nordväst om sjön pågår exploatering. Längs Lövholmsvägen i Gröndal byggs för närvarande tre mindre flerfamiljshus där det tidigare var naturmark (Stadsbyggnadskontoret, 2013).

5 Trekantens tillrinningsområde

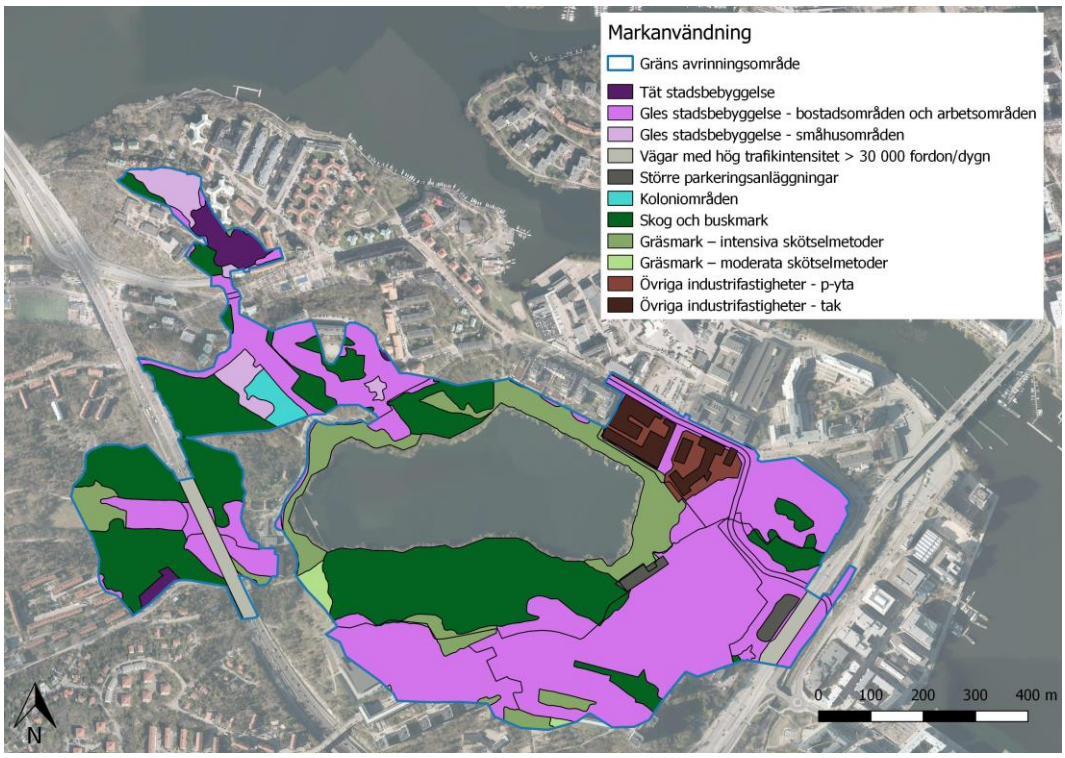
Trekantens tillrinningsområde är 57,6 ha stort och sjöytan är 13,6 ha. I relation till sjöytan är tillrinningsområdet relativt litet och bestäms av en kombination av naturens topografi och dagvattenledningsnätets utbredning. Tillrinning sker dels diffust från området närmast sjön och dels via fem dagvattenledningar. Två ledningar har sina utlopp i sjöns östra del, medan övriga tre mynnar i sjöns västra del, innanför skärmbassängen som finns där. Förutom ett diffust område närmast sjön kan tillrinningsområdet alltså delas in i ytterligare fem deltillrinningsområden, se Figur 3. Notera att deltillrinningsområde 5 endast är 300 m^2 stort.



Figur 3. Trekantens tillrinningsområde, uppdelat i deltillrininngsområden. Från delområde 3 avrinner dagvattnet diffust, medan dagvatten från övriga delområden leds via ledningsnät med varsitt utlopp i sjön. Notera att område område 5 endast är 300 m². Område 2, 5 och 6 har sina utlopp inuti skärmbassängen vars utlopp är markerat med en röd pil.

5.1 Markanvändning

Områdets markanvändning har av Stockholm Vatten och Avfall sedan tidigare karterats och kategoriserats efter Stockholmspecifika markanvändning utifrån på data från 2015. Inom detta uppdrag har justeringar gjorts efter jämförelse med flygfoton, detaljplaner och intryck från fältbesök, se Figur 4. Cirka 60 % av tillrinningsområdet är hårdgjort i form av bebyggelse, vägar, parkeringar och industrifastigheter. Detta i kombination med att området är relativt litet gör att nederbörd snabbt avrinner till sjön. Av området utgörs 46 % av gles stadsbebyggelse med bostadsområden och arbetsområden. Skog och buskmark utgör 31 % och återfinns främst vid den södra stranden samt väster om sjön. Närmast sjöns finns även den största andelen av områdets gräsmark. Väster om sjön går Essingeleden som i medeltal trafikeras av 150 000 fordon/dygn och i östra delen sträcker sig Södertäljevägen som trafikeras av drygt 30 000 fordon per dygn. I Tabell 2 finns tillrinningsområdets alla markanvändningsslag, inklusive bland annat areor och inbördes storleksförhållande. För varje markanvändningsslag finns en avrinningskoefficient som är den andel av nederbörden som rinner av från ytan som dagvatten. För exempelvis parkering är avrinningskoefficienten 0,7, vilket innebär att 70 % av nederbörden beräknas avrinna som dagvatten. Ytan multiplicerad med avrinningskoefficienten ger den reducerade ytan viket är ett mått på hur hårdgjort ett område är. För Trekantens tillrinningsområde är den reducerade ytan 18 hektar. För en detaljerad indelning av respektive delområde, se bilaga 1.



Figur 4. Markanvändning i Trekantens tillrinningsområde.

Tabell 2. Tillrinningsområdets markanvändning uttryckt i area, procentuell andel för varje marktyp, avrinningskoefficient samt reducerad area. Sjöytans area är 13,58 ha

Trekantens markanvändning	Area	Andel	Avr. koef.	Red. Area
	ha	%	-	ha
Tät stadsbebyggelse	1,1	1,9	0,77	0,85
Gles stadsbebyggelse - Bostadsområden och arbetsområden	26	46	0,5	13
Gles stadsbebyggelse - småhusområden	1,5	2,7	0,15	0,23
Vägar med hög trafikintensitet > 30 000 fordon/dygn	1,3	2,3	0,8	1,1
Större parkeringsanläggningar	0,54	0,9	0,7	0,38
Koloniområden	0,56	1,0	0,25	0,14
Skog och buskmark	18	31	0	0
Gräsmark – intensiva skötselmetoder	6,0	10	0,05	0,30
Gräsmark – moderata skötselmetoder	0,37	0,6	0,02	0,01
Övriga industrifastigheter - P-yta	0,96	1,7	0,7	0,67
Övriga industrifastigheter - tak	1,3	2,3	0,9	1,2
Summa	**58**	**100**	**0,31**	**18**

5.1.1 Skötsel av grönytor

Gräsytorna runtomkring Trekanten är klassade som bruksgräsytor och klipps regelbundet när de når en viss höjd, uppskattningsvis nio gånger om året. Ingen gödsling sker. Några områden är bruksbuskage där skötsel sker vid behov. Övrig mark runt sjön är klassad som naturmark med skog och buskmark där även skötsel sker efter behov. Stockholms stad tog fram skötselplan för Trekantens strandvegetation 1998 med revidering 2005. Den beskriver hur strandzonen ska skötas. Stadsdelen har sökt pengar för att genomföra skötseln men några pengar har inte erhållits varför ingen skötsel har utförts. Punktinsatser sker vid behov med att ta bort träd m.m. Det är Hägersten-Liljeholmens stadsdelsförvaltning som ansvarar för skötseln av grönytorna runt sjön, information kring skötseln kommer från Robert Lilja, Parkingenjör/Landskapsingenjör.

Vid badet fylls det på cirka 8 m^3 sand varje år. De senaste 3-4 åren har det varit mycket undervegetation i vattnet vid badet. Vegetationen har klippts och samlats upp under första veckan i juli. Den ökade undervattensvegetationen beror på att siktdjupet har ökat i sjön efter det att bottensedimentet har fällts.

5.2 Verksamheter och markföroreningar

5.2.1 Miljöfarlig verksamhet

Inom tillrinningsområdet kan två verksamheter idag klassas som miljöfarliga. Vid Liljeholmstorgets galleria öster om sjön innefattar avfallshanteringen för byggnaden mellanlagring av farligt avfall. Här finns även en tandläkarmottagning, vilken enligt miljöbalken klassas som miljöfarlig då amalgam hanteras och gamla avloppsledningar kan vara kvicksilverförorenade. Ingen av verksamheterna påverkar dagvattnet då de utövas under tak och eventuellt förorenat vatten därför leds bort via spillvattennätet.

5.2.2 Industrier och markundersökningar

I det en gång industritäta området kring Trekanten återstår idag enbart en träindustri, Nordströms Trä. Industrin är belägen vid sjöns nordöstra sida, se Figur 1, och fram till 1982 impregnerades trä genom användning av bland annat krom och arsenik. Efter att impregneringen avslutades sanerades marken och en markundersökning från 1997 visade enbart på låga halter av arsenik intill industrin. Idag sker enbart hantering av trävaror och byggmaterial (Stockholms stad, Miljöförvaltningen, med flera, 2000).

På senare år har två markundersökningar gjorts i före detta industritäta områden kring sjön, båda inom deltillrinningsområde 3, varifrån avrinningen sker diffust och ej via ledningsnät. Platserna är markerade med MF i figur 1. Den ena utfördes år 2007 av Geosigma för Trekantsparken öster om sjön. För tungmetallhalter i grundvattnet uppvisas värden som alla understiger relevanta riktvärden enligt författarna. Det har även gjorts analyser av BTEX och petroleumkolväten som även de var låga, samtliga låg under mätinstrumentens detektionsgräns. Samtliga metallhalter i grundvattnet understiger även Livsmedelsverkets dåvarande gränsvärden för otjänligt dricksvatten (SLVFS 2001:31). Jordanalyser för det översta jordlagret visade enbart låga föroreningshalter och ingen förorening översteg uppsatta riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM). För de djupare jordlagren var situationen annorlunda. Här överskred halterna av cancerogena PAH-er i de flesta tagna jordprover de riktvärden som finns för MKM. Riktvärdena överskreds i enstaka prover även för bly, zink och övriga PAH-er. Ett par prover visade också spår av petroleumkolväten (dock under MKM-gränsvärden) och bekämpningsmedlet DDT. För DDT saknas svenska gränsvärden, men de uppmätta halterna var dock lägre än holländska riktvärden för när mark behöver efterbehandlas. Författarna angav att risken för utlakning till grundvattnet var liten då de detekterade föroreningarna binder mycket hårt till jordpartiklar och att då de är opolära/semipolära har en låg löslighet i vatten. Grundvattnet uppvisade även hög redoxpotential, vilket gynnar fastläggnings- och nedbrytningsprocesser (Geosigma AB, 2007).

Det andra området som har undersökts ligger norr om sjön på marken där Lagerholms färgfabrik en gång i tiden låg. Undersökningen utfördes av WSP 2006 och befintligt underlagsmaterial innefattar enbart data från grundvattenprovtagning. Analyser utfördes för 9 tungmetaller och 10 organiska föroreningar. Författarna angav att tungmetallhalterna underskred Livsmedelsverkets gränsvärden för otjänligt dricksvatten (SLVFS 2001:31) och enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning för grundvatten (NV

rapport 4915) var halterna inom intervallen mycket låga till måttliga. Även halterna av organiska föroreningar understeg gränsvärdena för otjänligt dricksvatten, med undantaget cancerogena PAH-er och en viss typ av aromater (>C12-C35) där halterna var cirka dubbelt så höga som dricksvattengränsvärdena. (WSP Environmental, 2006).

Se avsnitt 8 för vidare diskussion och bedömning av vilka effekter föroreningarna i marken närmast sjön kan ha på vattnets kvalitet. I bilaga 5 finns en kartbild över Länsstyrelsens riskklassningar av markföroreningar inom Trekantens tillrinningsområde.

6 Statusklassning

Trekanten (SE657886-162585) är sedan tidigare inte klassad i VISS utan detta är den första förvaltningscykeln. Det finns ett EU-bad i sjön vilket innebär att den ska klassas som en vattenförekomst. Den ekologiska statusen i Trekanten är måttlig utifrån måttlig status på fisk och sjön uppnår ej god kemisk status. Miljökvalitetsnormen har fastställts till god ekologisk status till 2027 med motiveringen att ytterligare utredning av påverkanskällor och åtgärder behövs. Enligt VISS behöver åtgärder genomföras till 2021, för att nå god ekologisk status till 2027.

God kemisk ytvattenstatus anges, i VISS, uppnås förutom för antracen, kadmium, fluoranten och bly (2027) och undantag - mindre stränga krav för bromerad difenyleter och kvicksilver.

Ytterligare statusklassningar har gjorts inom denna utredning utifrån ett utökat underlag. Dessa uppdaterade klassningar baserades på data från miljöövervakningsprogram som bedrivs av Stockholm Vatten och Avfall. Provtagning har skett i Trekanten sedan 1995 i princip varje månad på en punkt i sjön.

6.1 Sammanfattande tabell statusklassning

I Tabell 3 sammanfattas statusklassningen. Statusklassningen i VISS är utförd i enlighet med gällande föreskrift HVMFS 2013:19.

Tabell 3. Sammanfattande status för Trekanten. De olika färgerna motsvarar klassningen som står med text i rutan.

	Klassning	Klassat i VISS	Annan klassning
	Ekologisk status	måttlig	otillfredsställande
	Biologiska kvalitetsfaktorer		
	Växtplankton (2015)		otillfredsställande
	Klorofyll (2011-2014)	hög	hög
	Biovolym		otillfredsställande
	Andel Cyanobakterier		otillfredsställande
	Trofiskt planktonindex, TPI		måttlig
	Bottenfauna, BQI (2011-2013)		otillfredsställande
	Makrofyter (2014)		måttlig
	Fisk (VISS 2016, Eget 2017)	måttlig	otillfredsställande
	Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer		
	Näringsämnen (2001-2014)	god	god
	Ljusförhållanden (2011-2014)	god	hög
	Syrgasförhållanden		måttlig eller sämre
	Försurning	hög	hög
	Särskilda förorenande ämnen (2007-2016)	måttlig	måttlig
	- ammoniak	måttlig	måttlig
	Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer		
	Konnektivitet	hög	
	Hydrologisk regim	ej klassat	
	Morfologiskt tillstånd	otillfredsställande	
Nr	**Kemisk status**	uppnår ej god	uppnår ej god
2	Antracen (2002-2009)	uppnår ej god	uppnår ej god
5	Bromerad difenyleter (PBDE)	uppnår ej god	uppnår ej god
6	Kadmium (2002-2009)	uppnår ej god	uppnår ej god
15	Fluoraten (2009)	uppnår ej god	uppnår ej god
20	Bly 2002-2009	uppnår ej god	uppnår ej god
21	Kvicksilver (2009)	uppnår ej god	uppnår ej god
22	Naftalen (2009)		uppnår ej god
28	PAH Benso(a)pyren (2009)		uppnår ej god
28	PAH Benso(b)fluoranten (2009)	uppnår ej god	uppnår ej god
28	PAH Benso(k)fluoranten (2009)		uppnår ej god
28	PAH Benso(g,h,i)perylen (2009)	uppnår ej god	uppnår ej god
30	Tributyltennföreningar (2002)		uppnår ej god
35	Perfluoroktansulfonsyra (PFOS)		God status
42	Hexabromcyklododekaner (HBCDD)	God status	God status

6.2 Ekologisk status

6.2.1 Växtplankton

Kvalitetsfaktorn växtplankton består av flera olika parametrar, var av en är klorofyll för vilken det finns en klassning i VISS. Klorofyll har mätts kontinuerligt i Trekanten sedan 1982. Efter fällningen 2011 har halterna varit låga. Klassningen i VISS baseras på uppmätta värden under 2011-2014 med ett medelvärde på 9 µg/l. Beräknat referensvärde är 6,1 µg/l vilket ger en ekologisk kvot på 0,68 och motsvarar **hög status**. Uppmätta halter därefter föranleder ingen ändring av klassningen.

Prov på växtplankton har tagits 2013, 2014 och 2015 av Stockholm Vatten och redovisas i Pelagia Nature & Environment AB 2017-08-28. Enligt den har totalbiovolym god status 2013 och 2014 men otillfredsställande 2015. Cyanobakterier har måttlig status 2013 och otillfredsställande status 2014-2015. Trofiskt planktonindex (TPI) har bedömts till omväxlande måttlig och otillfredsställande status. Den sammanvägda statusen är 2013 och 2014 till måttlig och 2015 **otillfredsställande**.

6.2.2 Bottenfauna

Bottenfauna är inte bedömt i VISS. Enligt bedömningsgrunderna ska bottenfauna bedömas för profundal fauna, vilket är 5-6 meters djup. Trekanten är mestadels grundare, med ett största djup på 7 meter djup, vilket gör det svårt att ta representativa prover.

Provtagning av bottenfauna har gjorts vid flera tillfällen från 1980 - 2005 vilket har sammanställts i en rapport från Stockholm Vatten och Eurofins 2011-01-26. Alla provtagningar och analyser har inte gjorts enligt gällande standarder. Bottenfauna klassificeras genom tre parametrar, ASPT, i vilken skillnader hos olika bottenfauna i känslighet mot miljöpåverkan som eutrofiering och syretätande ämnen visas, BQI, där fjädermygglarvers känslighet mot låga syrgashalter används för bedömning av tillståndet i sjön och MILA, som är ett surhetsindex. Bedömningen av proverna tagna i sublitoralen 2005 indikerar otillfredsställande status för bedömningsindex BQI och måttlig status för ASPT. Proverna dominerades av oligochaeter (fåborstmaskar) och chironomider (fjädermygglarver), vilka är vanliga i miljöer med låga syrehalter. Dessa prover togs före fällningen av bottensedimentet 2011 då bottenvattnet ofta hade låg syrehalt.

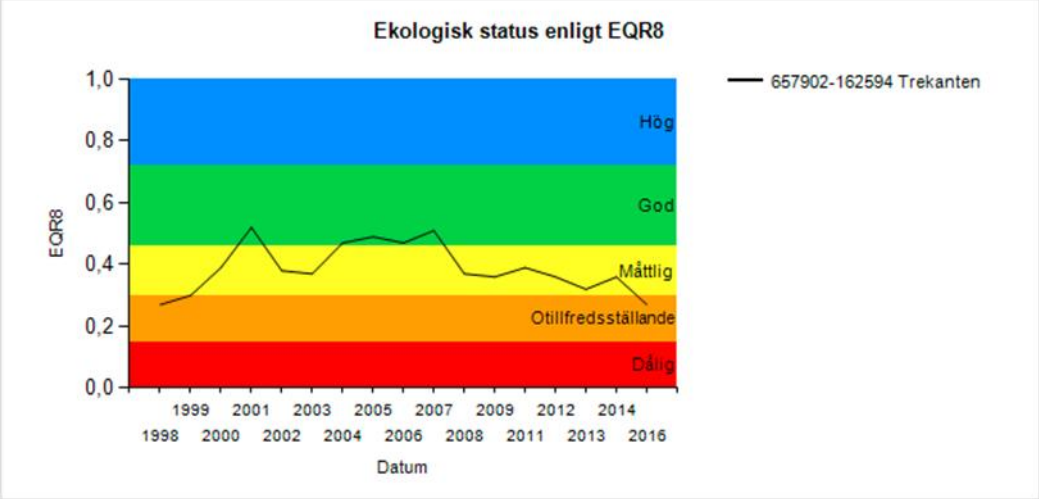
Prover har tagits vid fyra tillfällen under 2011-2013 efter fällningen. BQI har bedömts som måttlig vid den grundare provtagningspunkten och till otillfredsställande vid den djupare provtagningspunkten, Pelagia Miljökonsult AB 2015-01-20. Trekantens status för bottenfauna bedöms utifrån detta underlag till **otillfredsställande**.

6.2.3 Makrofyter

Makrofyter, vattenvegetation, är inte bedömt i VISS. En inventering gjorde 2014 och redovisas i Naturvatten 2014, Vattenvegetation i Stockholms stad. Totalt hittades sju arter på nio transekter. Arterna var getraggsalg, hornsärv, spärrkrokmossa, smal vattenpest, axslinga, vit näckros och krusnate. Krusnate var vanligast, övervattensvegetation var sparsamt, däremot förekom mycket överhängande pilträd längs stränderna. Ett lågt artantal gör att bedömningen medför en viss osäkerhet. Flytbladsväxter hittades men inte flytväxter så som exempelvis andmat, vilket tyder på att näringshalterna i vattnet inte är så höga. Längs stränderna växte 2014 framförallt topplösa, strandlysning, fackelblomster, svärdslilja och jättegröe. Den sammanfattande statusen var **måttlig** med EK 0,71, ej nära klassgränsen.

6.2.4 Fisk

Fisk har klassats till **måttlig status** i VISS. Det är den statusen som styr den ekologiska statusen för Trekanten. Provfiske har skett i Trekanten varje år mellan 2000-2016 med undantag för 2010 och 2015. Statusen på EQR8 varierade mellan måttlig och god fram till 2007, sedan 2008 har statusen varit måttlig och till och med otillfredsställande 2016, se Figur 5 nedan. En sjö med Trekantens storlek och altitud ska enligt EQR8- metoden ha 4 fiskarter. I Trekanten har 9 naturligt förekommande fiskarter fångats; abborre, gädda, mört, gers, sutare, ruda och lite mer ovanligt björknan, braxen och karp. När Mälaren står högre än Trekanten har det visat sig att fiskar kan vandra in, vilket kan vara en orsak till att Trekanten nu har fler fiskarter än den bör ha enligt bedömning av EQR8. Sjön används som en ”put and take” sjö för regnbåge och öring. Vanligtvis planteras det ut nya fiskar två gånger om året vilket innebär att några fiskar finns kvar en längre tid. De senaste åren har föryngringen av framför allt mört varit dålig, abborre däremot finns det mycket av. Som helhet bedöms dock fiskebeståndet vara välfungerande med en jämn artfördelning och fisk i alla sjöns djupzoner (Sportfiskarna 2014-11-14). Vid de två senaste provfiskena 2014 och 2016 fångades abborre, gädda, mört, gers, sutare och ruda. Det senaste provfisket gav statusklassningen **otillfredsställande**, se Figur 5. Att bedöma sjöar i stadsmiljö med EQR8 har visat sig vara mindre lämpligt, Sportfiskarna anser dock ändå att otillfredsställande är en bra indikator på Trekantens status år 2016 (Sportfiskarna 2017-02-13).

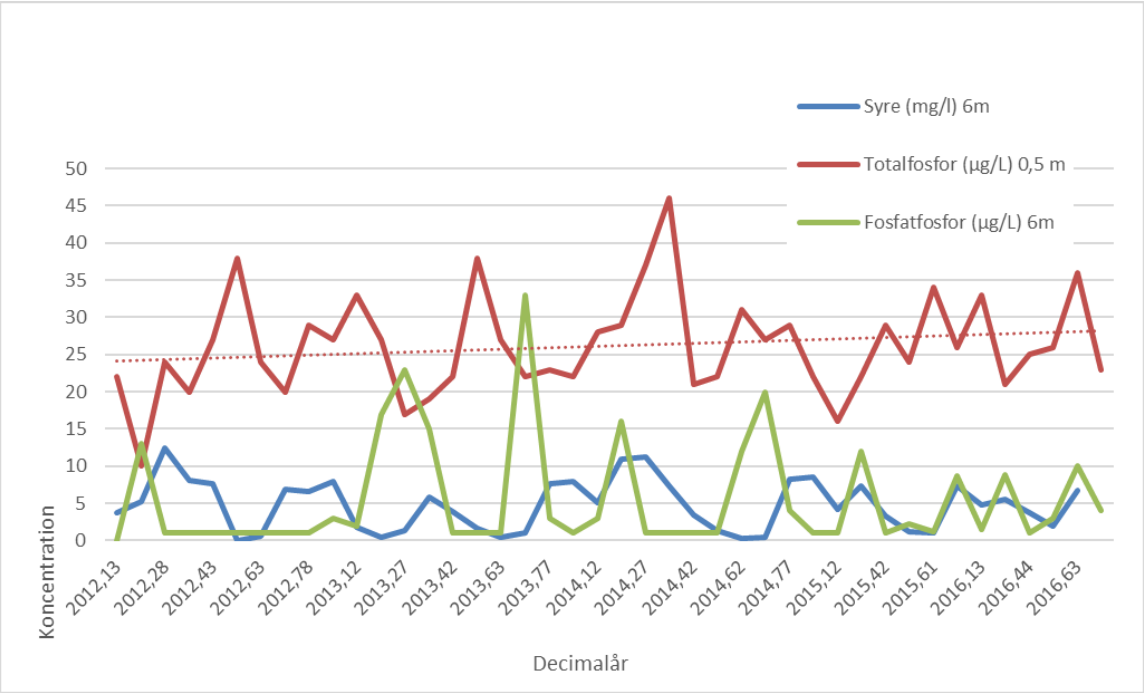


Figur 5. Ekologisk status för fisk i Trekanten från Sportfiskarnas rapport 2017-02-13.

6.2.5 Näringsämnen

Statusen för näringsämnen är klassad till **god** i VISS. Beräknat referensvärde för fosfor är 18,7 µg/l. Gränsen för god status går vid dubbla bakgrundshalten, dvs. 37,4 µg/l. Medelvärdet av totalfosforhalten i Trekanten var under perioden 2011-2014, 26 µg/l, vilket ger en ekologisk kvot på 0,71 (18,7 / 26). Det ligger inom klassgränsen för hög status. För hela perioden växlar värdet mellan god och hög. På grund av osäkerheten med hur länge effekten av aluminiumfällningen håller i sig klassas statusen som god. Halterna av fosfor har långsamt ökat efter fällningen och det senaste tre årsmedelvärdet är 34 µg/l vilket ger en kvot på 0,55 (18,7/34) och **god status**. I Figur 6 visas total fosforhalterna i ytvattnet efter 2011.

Även om bottensedimentet har fällts behöver fosforhalterna i tillflödet minska för att inte den totala halten och mängden i Trekanten återigen ska öka i och med att det sker en långsam ökning av fosforhalterna i Trekanten.



Figur 6. Totalfosforhalt i ytvattnet (0,5 m djup)med trendlinje efter fällningen samt syrehalt och fosfatfosforhalt i bottenvattnet (6 m djup).

6.2.6 Ljusförhållanden, siktdjup

I VISS är siktdjup klassat till **god status**. Baserat på 8 mättillfällen under 2011-2014 ger klassningen av siktdjupet ett medelvärde på 2,75 m. Referensvärdet är 4,7 m vilket ger en ekologisk kvot på 0,58 och en klassning till god status. Bedömningen anses vara mindre säker både med avseende på klassgränsen ovan (hög) och under (måttlig).

För perioden 2014-2016 med totalt 8 mättillfällen under juni-augusti har medelvärdet ökat till 3,5 meter. Det ger en ekologisk kvot på 0,74 och en **hög status** där EK större än 0,67 är hög status. Efter fällningen av Trekanten 2011 har siktdjupet ökat i sjön vilket delvis beror av minskad mängd plankton.

6.2.7 Syrgasförhållanden

Parametern syrgasförhållande är inte klassad i VISS. Syrgashalterna har mätts i Trekanten under en lång tid. Under stora delar perioden har det varit låga syrehalter i bottenvattnet vid någon eller några tillfällen under året. Oftast under sommaren då nedbrytningen av organiskt material och därmed förbrukning av syre är som störst. Även efter fällningen av bottensedimentet har det varit låga syrehalter under sommaren med i vissa fall höga fosfatfosfor halter i bottenvattnet samtidigt, se Figur 6. Det har under de senaste åren varit återkommande lägsta halter mindre än 3 mg/l, vilket indikerar dålig status. Under sådana förhållanden ska slutlig klassning göras mot beräknade referensvärden för syretäringshastighet. Eftersom uppgifter om syrgashalt vid isläggningens början saknas har ingen sådan beräkning utförts. Trekantens syrgasförhållanden klassas därför enbart som **måttliga eller sämre**.

6.2.8 Försurning

Enligt expertbedömning i VISS klassas statusen som **hög**, det finns ingen risk för försurning.

6.2.9 Särskilda förorenande ämnen, SFÄ

Särskilda förorenande ämnen (SFÄ) är ämnen som belastar en vattenförekomst med sådana mängder att det finns risk att ekologisk status inte uppfylls. Av de 24 ämnen i kategorin SFÄ som omfattas finns det endast mätdata i vatten för ammoniak. För koppar och zink är de senaste rönen utifrån ämnenas biotillgänglighet att de inte är något problem för ytvatten i Stockholms området.

Maximal halt av ammoniak har beräknats i VISS till 11,9 µg/l. Det överskrider den föreslagna klassgränsen på 6,8 µg/l för akut exponering. Medelhalten är 0,69 µg/l vilket är lägre än klassgränsen på 1 µg/l. När Liljeholmen byggdes (2007) felkopplades en fastighets spillvatten till dagvattennätet, se avsnitt 7.8, vilket kan vara en förklaring till de höga ammoniak halterna. Felkopplingen är nu åtgärdad. En annan förklaring kan vara att det är en konsekvens av förhöjda näringsnivåer, hög temperatur och förhöjt pH vid intensiv växtplanktonproduktion, vilket lett till en förskjutning av jämvikten mellan ammoniak och ammonium snarare än utsläpp av vatten med höga ammoniak eller ammoniumhalter. Såvida tillrinnande dagvatten inte belastas med ytterligare felkopplat spillvatten finns ingen anledning att misstänka höga ammoniumhalter i tillrinningen. Medelhalten ligger långt under den maximala halten vilket stärker bilden av att den maximala halten inte beror på utsläpp utan naturliga förhållanden vid hög produktion. Avseende ammoniak bedöms statusen vara **måttlig** i VISS på grund av att maxhalten överskrids. Under förutsättning att gränsöverskridandet inte kan kopplas till utsläpp av spillvatten eller andra utsläpp av ammonium eller ammoniak i vattenförekomsten kan god status vara en mer rimlig bedömning.

6.3 Hydromorfologiska faktorer

6.3.1 Konnektivitet

I VISS har Trekantens längsgående konnektivitet klassats som hög. Detta har gjorts med utgångspunkt från att det saknas vandringshinder i anslutande vattendrag. Denna bedömning verkar inte ha tagit hänsyn till att vid låga vattenstånd i Mälaren är utloppet från Trekanten ett vandringshinder. När Mälaren står högre än Trekanten kan fiskar vandra in, se avsnitt 12.9.1. Klassningen borde därför vara god eller lägre.

6.3.2 Hydrologisk regim

Den hydrologiska regimen har inte klassats i VISS.

6.3.3 Morfologiskt tillstånd

Det morfologiska tillståndet är sammantaget klassat som otillfredsställande i VISS. Närområdet runt sjön är klassat som otillfredsställande eftersom det utgörs av 66 % aktivt brukad mark och/eller anlagda ytor. Svämplanets strukturer och funktion runt sjön är klassat som dålig eftersom av svämplanet utgörs av 91 % aktivt brukad mark och/eller anlagda ytor.

6.3.4 Bedömning av åtgärder

Det morfologiska tillståndet i Trekanten är klassat som otillfredsställande. Arbetsgruppen för uppdraget har gjort bedömningen att det är orimligt att föreslå åtgärder för att höja denna status på grund av närmiljöns urbana karaktär som klassas som brukade eller anlagda ytor. Ståndpunkten är istället att nuvarande morfologiska tillstånd inte får försämras.

6.4 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 ytvattnen inom EU. Prioriterade ämnen har EU-gemensamma gränsvärden som motsvarar miljökvalitetsnormen för kemisk status. Om miljökvalitetsnormen överskrids uppnås inte god kemisk status i vattenförekomsten och åtgärder måste vidtas. Gränsvärden för sediment avser, med undantag för ämnena 6 och 20, sediment med 5 % organiskt kol. Vid avvikande kolhalt normaliseras gränsvärdet genom multiplikation med [(aktuell organisk kolhalt i %)/5] före jämförelsen (HaV, 2015).

Då det saknas data för vilket kolhalten är i Trekantens sediment går det inte att normalisera gränsvärdena efter sjöns kolhalt. Data från provtagningar i olika vattenförekomsters sediment i Stockholms län år 2007 visar på halter mellan 3,2 och 11,4 % och med medelvärdet cirka 5 %. I brist på data för Trekanten antas att sjöns organiska kolhalt är 5 % och att gränsvärdena därför inte behöver normaliseras. Ett eventuellt högre kolvärde innebär ett något högre gränsvärde, vilket bör has i åtanke då resultaten används.

De prioriterade ämnen som är upptagna i VISS för Trekanten är antracen, bromerad difenyleter, bly, kadmium, kvicksilver, fluoranten, hexabromcyklododekaner och perfluoroktansulfonsyra (PFOS). Av dessa har endast de två sista god status.

Trekantens sediment har provtagits tre gånger. IVLs undersökning 2002 och ”Trace metals in sediments of Stockholm region”. I samband med att skärmbassängen anlades 2009 i den västra delen av Trekanten, se avsnitt 7.5, togs prover på sedimentet för att kunna utvärdera anläggningens funktion. Totalt togs sex prover i vardera av de två bassängerna i skärmbassängen. I en gradient från skärmbassängen ut mot djupare vatten togs åtta prover. Generellt var halterna högre närmare sjöns mitt och djuphåla. Dessa prover togs före fällningen av bottensedimentet 2011. Nya prover har tagits under våren 2017 för att se vilka föroreningar som finns i sedimentet i nuläget samt vilka föroreningsmängder som har ackumulerats i skärmbassängen. Resultatet har vid slutförandet av denna utredning inte redovisats.

För Trekanten finns mätdata för 10 av dessa prioriterade ämnen, uppmätta i sediment eller biota (fisk; Hg, PFOS, HBCDD) se Tabell 4. För de provtagna ämnena visas variationen i halten med ett min- och ett maxvärde. De lägsta halter för några av ämnena, kadmium, fluoranten, bly och kvicksilver, understiger MKN. Det finns uppmätta halter av samtliga ämnen i sedimentet som överstiger miljökvalitetsnormen varför de ej uppnår god status. Mycket höga halter av antracen har mätts upp 2009, upp till 30 gånger högre än MKN och mycket högre än de som mättes upp 2002. Eventuellt kan det vara enhetsfel eller mätfel.

Tabell 4. Uppmätta halter av prioriterade ämnen i Trekanten och MKN. Alla halter förutom de grönmarkerade överstiger MKN

		Trekanten			MKN	
Prioriterade ämnen		biota	Sediment 2002	Sediment 2009	biota	sediment
Nr	Ämnets namns	µg/kg vv	µg/kg TS	µg/kg TS	µg/kg vv	µg/kg TS
2	Antracen		35	300-730		24
6	Kadmium		3400	1200-5000		2300
15	Fluoraten			1600-5500		2000
20	Bly		430 000	110 000-460 000		120 000
21	Kvicksilver	200	2000	360-2700	20	670
22	Naftalen			< 30 - < 800		276
28	PAH Benso(a)pyren			800-2200		183
28	PAH Benso(b)-fluoranten			1600-5300		141
28	PAH Benso(k)-fluoranten			1600-5300		135
28	PAH Benso(g,h,i)perylen			800-2100		84
30	Tributyltennföreningar		3,1			1,6
35	Perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	8,6			9,1	
42	Hexabromcyklododekaner (HBCDD)	< 50			167	

7 Genomförda åtgärder

I Trekanten har genom åren en lång rad åtgärder genomförts för att förbättra sjöns vattenkvalitet. Nedan beskrivs kortfattat de främsta åtgärderna.

7.1 Riploxbehandling

Botten i Trekanten behandlades 1980 med Riploxmetoden. Det innebär att sedimentet oxideras med nitrat för att minska syretäring och därmed frigörning av fosfor. Behandlingen gav ingen förbättring av sjön.

7.2 Rotenon

Omkring 1986 behandlades sjön med Rotenon, som är ett ämne som slår ut fisk i sjön. Målet var att bli av med vitfisk som livnär sig på växtplanktonätande zooplankton och/eller rotar i bottensedimenten. Därefter följde utsättning av abborre, öring och regnbåge. Dock har den oönskade vitfisken återigen lyckats breda ut sig. Idag sker en kontinuerlig utsättning av regnbåge och öring.

7.3 Dricksvattentillsättning

Dricksvatten har tillsatts Trekanten från 1982 från reservoaren på Nybohovsberget söder om sjön. Vattnet rinner i en bäckfåra nedför berget till en liten damm, se Figur 7. År 2006 ändrades dricksvattentillsättningen från att tillsättas ytligt till att i stället ledas via en ledning från dammen till sjöns djupaste del där vattnet tillsätts för att syresätta bottenvattnet. Sedan 2011 tillsätts 15 liter/ s vilket motsvarar 473 000 m^3 per år, se Tabell 5. Mängden dagvatten som avrinner till sjön är beräknad till 135 000 m^3 per år. Omsättningstiden i sjön utan dricksvatten är beräknad till 4,2 år och med dricksvattentillsättning 0,9 år.

Tabell 5. Vattenflöden till Trekanten

Vattenflöden	l/s	m³/år	Andel av flödet	Omsättnings tid år
Dricksvatten	15	473 000	0,77	0,9
Dagvatten	4,3	135 000	0,23	4,2
Summa	**19,3**	**608 000**	-	.

Figur 7. Bäcken som tillför dricksvatten till Trekanten. Foto Robert Jönsson

7.4 Behandling av bottenvatten

För att ta bort det syrefattiga bottenvattnet pumpades det ut från sjön under en period. Utpumpningen påbörjades 1983 och var ungefär lika stor som tillsättningen av dricksvatten. Mängden fosfor som beräknas ha pumpats ut var under 90-talet 50 kg/år och tidigare under 80-talet 70-130 kg/år. Pumpen monterades bort 2005.

En luftningsanläggning installerades 1991 i sjöns djupaste punkt. I det aggregatet spreds även kemikalier för fällning av fosfor vid några tillfällen. Luftningen avbröts 2005 och aggregatet togs sedan bort helt 2009.

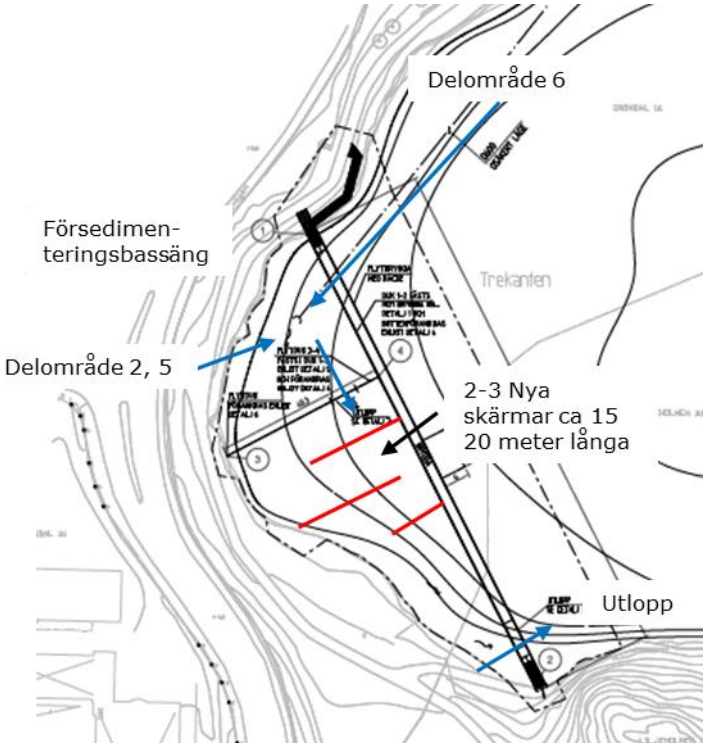
7.5 Skärmbassäng

I den västra delen av sjön finns en skärmbassäng. Den anlades år 2008-2009 som ett miljömiljardsprojekt. Tidigare gick dagvattenledningen från deltillrinningsområde 6 ut vid badet i den nordvästra delen av sjön. Ledningen skulle förlängas för att mynna längre bort från badplatsen. Därigenom blev det möjligt att föra ihop det utloppet med utloppen från tillrinningsområdena 2 och 5, se Figur 8, för att rena vattnet i en skärmbassäng, Stockholms stad, 2009, Slutrapport för projekt inom Miljömiljarden, B129 Trekanten, förlängning av dagvattenledning.

Skärmbassängen består av skärmar av armerad PVC som inte släpper igenom vatten och därmed avgränsar vattenmassorna så att vattnet stannar upp och partiklar kan sedimentera. Sedimentet samlas sedan innanför skärmen och kan omhändertas. Ovanpå väggen som går tvärs över sjön finns en flytbrygga som man kan gå på. Skärmbassängen består av två bassänger som avskiljs med en skärm med en flytkropp på, Figur 9. Till den norra delen kommer alla inflöden, den fungerar som en försedimenteringsbassäng och är

cirka 900 m^2 stor. De grova partiklarna avskiljs i denna del. Vattnet leds vidare in i den södra bassängen som är cirka 1400 m^2 stor. Utloppet är längst söderut intill land. Djupet under flytbryggan är mellan 2,5 till 3,3 meter enligt ritningar från anläggandet.

Området som leds till skärmbassängen är 18 hektar stort och den reducerade ytan är 4,6 hektar. Ytan på skärmbassängen är total 0,23 ha. Det innebär att andelen vattenyta i relation till den reducerade arean är 5 %. En skärmbassäng kan likställas med en damm. För att dammar ska ha en bra reningseffekt och vara kostnadseffektiva ska dess yta motsvara 1,5-2,5 % av den reducerade ytan i tillrinningsområdet (Bl.a. Pettersson 1999 och Pramsten 2010). Det innebär att skärmbassängen har en väl tilltagen yta. Enligt beräkningar tillförs skärmbassängen 9 kg fosfor, som uppskattningsvis renar bort 50 % av fosforn vilket minskar mängden med 4,5 kg till Trekanten.



Figur 8. Ritning över skärmbassängen med in och utflöden och åtgärdsförslag i rött.

Skärmbassängens brygga fyller en viktig funktion ur ett rekreationsvärde där man kommer närmare sjöytan och får fina utblickar över sjön och omgivningarna.

7.5.1 Uppföljning

I samband med att skärmbassängen anlades togs sedimentprover i de två bassängerna samt i en gradient ut mot mitten. Resultaten av dem redovisas i avsnitt 6.3. Nya provtagningar planeras under våren 2017 för att kunna göra en uppskattning av hur mycket föroreningar som har ackumulerats samt om det behöver rensas i framför allt den första bassängen. Se förslag på ytterligare uppföljning och förbättring under åtgärder, avsnitt 12.1.

Figur 9. Skärmbassängen vid Trekantens västra del, bryggan ovanpå duken och skärmen som avdelar bassängen. Foto Sofia Åkerman 2017-05-04.

7.6 Fällning av bottensediment

För att hindra den interna fosforbelastningen från tidigare sedimenterad fosfor i sedimentet utfördes en aluminiumfällning 2011. Med hjälp av en specialbyggd båt spreds fällningskemikalien polyaluminiumklorid (PAX) genom injicering i eller strax under sedimentytan. Behandlingen ska ha utförts på alla bottenytor djupare än 4 meter, vilket motsvarar 60–65 % av sjön (Stockholm Vatten, 2010). Den dosering som ska ha använts är 100 g aluminium/m^2 för sjöns djupare delar, samt 60–70 g aluminium/m^2 till omgivande sediment (Naturvatten, 2011). Se avsnitt 8 för en djupare diskussion av fällningens effekter.

7.7 Rening av dagvatten från Essingeleden

År 2010 driftsattes en oljeavskiljare som tar emot dagvatten från Essingeleden innan det rinner vidare till skärmbassängen. Den har en volym på 6 m^3 och inleds med ett stort sandfång. Vid eventuellt oljespill detekteras detta av en oljedetektor som får en utloppsventil att stänga så att oljan kan samlas upp (Trafikverket, 2016). Enligt muntlig kontakt med Trafikverket är anläggningens syfte att främst fungera som katastrofskydd och den kan inte antas bidra med någon betydande föroreningsavskiljning.

7.8 Spårning av felkopplingar av spillvatten

Följande avsnitt med uppgifter kommer i stort från Stockholm vatten och avfall. Eventuella överläckage av spillvatten via dagvattensystem har visat sig kunna ha en lokalt stor påverkan. Stockholm Vatten och Avfall arbetar därför numera systematisk med att undersöka detta i samband med framtagande av respektive lokalt åtgärdsprogram. Detta innebär kortfattat här att samtliga dagvattensystem som mynnar i Trekanten har undersökts och provtagits nära respektive utlopp i sjön.

De undersökningar som gjorts under 2017 har inte kunnat påvisa några misstänkta felkopplingar eller överläckage av spillvatten till dagvattensystemet inom Trekantens tillrinningsområde i dagsläget.

I detta sammanhang är det av stort intresse att redogöra för att Stockholm Vatten och Avfall i en tidigare undersökning (2013) av ett av dagvattensystemen som mynnar i sydöstra delen av sjön identifierade två större felanslutningar av spillvatten. Den ena av dessa var ett flerfamiljshus som sedan 2006 haft delar av spillvattnet felanslutet till dagvattensystemet. Den andra motsvarande felanslutningen som identifierades var toalett-, dusch- och tvättbodar som användes som användes av relativt många boende under stambyte av en fastighet. Den felanslutningen hade pågått under några månader. Felen korrigerades omgående efter upptäckt (2013), men de beräknas ha haft en stor påverkan på Trekanten i och med att stora volymer orenat spillvatten runnit ut i sjön. Att kvantifiera påverkan på ett korrekt sätt är svårt, men det rör sig t.ex. om tiotals kilo fosfor per år som nått Trekanten årligen under perioden 2006- 2013. Den beräknade tillförseln av fosfor till Trekanten är uppskattad till 34 kg/år, se avsnitt 8.2, vilket innebär att utsläppet av orenat avloppsvatten till Trekanten kan ha haft en inte obetydlig påverkan på näringshalterna i sjön. Inför färdigställandet av LÅP Trekanten bör detta kvantifieras och beskrivas mer i detalj.

8 Nuvarande tillförsel av näringsämnen och föroreningar

8.1 Schablonberäknad medelårstillrinning

I schablonberäkningar av dagvattnets föroreningstransporter från olika områden är tillrinningen en betydande parameter. Tillrinningen beror bland annat på nederbördsdata och i beräkningarna har den stationskorrigerade och avrundade årsnederbörden 0,6 m använts. Medelårstillrinningen, inklusive basflöde, har beräknats till 0,13 Mm^3. Detta motsvarar ett medelflöde på 4,3 l/s. Jämfört med tillsättningen av dricksvatten på 15 l/s är alltså tillrinningen relativt liten.

8.2 Schablonberäknad bruttotransport

Dagvattnets bruttotransport av närsalter och ett antal föroreningar till Trekanten har beräknats med hjälp av Stockholmsmodellen och redovisas i Tabell 6. I modellen saknas schablonvärden för föroreningar som tillkommer till sjöytan via atmosfärisk deposition. Föroreningsbidraget till sjöytan är därför beräknat med schablonvärden från StormTac (version 2017-03). Det är viktigt att ta i beaktande att en modell aldrig helt kan återspegla verkligheten och att det alltid finns osäkerheter. Ingen hänsyn har tagits till avskiljning i befintliga reningsanläggningar. Se bilaga 3 för information om ytterligare ett antal föroreningar.

Tabell 6. Schablonberäknade bruttotransporter av näringsämnen och ett antal föroreningar till Trekanten via dagvattnet samt via atmosfärisk belastning på sjön. Notera att avskiljningseffekter i reningsanläggningar ej är medtagna

Område	**P**	**N**	**Pb**	**Cu**	**Zn**	**Cd**	**Hg**	**SS**	**BaP**
	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
1	15	95	1,1	1,7	8,5	0,04	0,0022	4 900	0,0038
2	3,9	26	0,4	0,81	5,0	0,0094	0,00067	1 600	0,00088
3	2,0	18	0,1	0,20	0,83	0,0054	0,00032	590	0,00043
4	5,6	36	0,4	0,61	3,3	0,019	0,00094	2 100	0,0013
5	0,027	0,17	0,0016	0,0024	0,011	7,7E-05	3,5E-06	7,9	6,9E-06
6	5,2	37	0,4	0,54	2,2	0,014	0,00088	1 700	0,0013
Summa	***32***	***210***	***2,4***	***3,9***	***20***	***0,090***	***0,0050***	***11 000***	***0,0076***
Atm. dep. (sjöyta)	2,6	150	0,11	0,19	0,69	0,0073	0,0014	0	0,00029
Totalt belastning	**34**	**360**	**2,5**	**4,0**	**20**	**0,10**	**0,0064**	**11 000**	**0,0079**

8.2.1 Problemämnen med mer osäkra data

I Stockholmsmodellen saknas schabloner för ett antal av de ämnen som den kemiska statusen behöver förbättras för. Aktuella ämnen är antracen (ANT), flouranten (FLOU), Naftalen (NAP), benso(b)flouranten (BbF), benso(k)flouranten (BkF), benso(g,h,i)perylen (BgP), polybromerade difenyletrar (PBDE) och tributyltennföreningar (TBT).

Då det ingår i uppdraget att beräkna extern belastning för sjöns problemämnen har nämnda ämnens bruttobelastning därför beräknats i dagvattenmodellen StormTac (version 2017-3), se Tabell 7 nedan. Belastning av PBDE har inte kunnat beräknas då modellen helt saknar data för dessa.

Om värdena i Tabell 7 används i kommande åtgärdsplan är det viktigt att ha beräkningarnas osäkerhet i åtanke. I StormTac finns det en schablonerad koncentration inlagd för varje ämne och markanvändningsslag, men för de flesta markanvändningar och ämnen saknas underliggande provtagningsdata som schablonerna bygger på. För exempelvis TBT bygger alla modellens värden på resultaten av en provtagning i ett centrumområde och på två data för industriområden. Antracens schabloner bygger på fyra värden för vägar och ett för centrumområde. Sammantaget gör det beräkningarna av tillkommande ämnen mycket osäker och de beting som redovisas i rapporten bör därför användas med stor försiktighet.

Tabell 7. Schablonberäknade bruttotransporter av ytterligare ett antal problemämnen. Notera att avskiljningseffekter i reningsanläggningar ej är medtagna och observera att värdena bör anses som högst osäkra

Område	ANT	FLUO	NAP	BbF	BkF	BgP	TBT
	g/år	g/år	g/år	g/år	g/år	g/år	g/år
1	0,84	1,4	3,8	4,1	1,2	2,8	0,10
2	0,45	4	1,4	2,4	0,78	2,2	0,087
3	0,3	0,67	0,89	0,64	0,24	0,56	0,081
4	0,27	7	2,4	6,4	1,4	2,7	2,1
5	0,0012	0,0015	0,0065	0,0071	0,0021	0,0049	0,00018
6	0,47	2,1	1,7	1,5	0,45	2	0,28
Summa	***2,3***	***15***	***10***	***15***	***4,1***	***10***	***2,6***
Atm. dep. (sjöyta)	0,19	2,9	9,0	1,3	0,50	1,1	0
Totalt belastning	**2,5**	**18**	**19**	**16**	**4,6**	**11**	**2,6**

8.3 Schablonberäknade nettotransporter

Det finns uppgifter om tre reningsanläggningar för dagvatten inom Trekantens tillrinningsområde, två oljeavskiljare samt en skärmbassäng. En anläggning är en oljeavskiljare som tar emot vatten från Essingeleden. Enligt muntlig kontakt med Trafikverket är anläggningens syfte att främst fungera som katastrofskydd och den kan inte antas bidra med någon betydande föroreningsavskiljning. Anläggningen är beskriven mer utförligt i avsnitt 7:7.

Dagvatten från delar av Liljeholmens torg, i deltillrinningsområde 1, leds ner till en oljeavskiljare placerad i områdets underjordiska bussterminal. Oljeavskiljaren tar även emot det vatten som följer med fordon eller rinner ner längs terminalens nedfart. Vattnet leds sedan vidare ut till dagvattennätet med utlopp i Trekanten. Det saknas för närvarande data angående flöden och föroreningshalter i detta vatten. Därför görs här inget antagande för vilken effekt bussterminalens oljeavskiljare kan förväntas ha på områdets schablonberäknade föroreningsmängder som transporteras till sjön.

Anläggning nummer 3 är en skärmbassäng placerad i sjöns västra del och beskrivs utförligare i avsnitt 7:5. Till skärmbassängen leds vatten från områdena 2, 5 och 6. Bassängen är väl tilltagen i relation till dess tillrinningsområde och kan antas avskilja föroreningar i samma grad som en dagvattendamm. Dammars avskiljningsgrad för olika föroreningar har hämtats från StormTac (version 2017-03) och applicerats på områdena med utlopp i skärmbassängen. Resultatet visas i Tabell 8 och mer utförliga data återfinns i bilaga 4. För fosfor beräknas avskiljningen till 55 % vilket motsvarar 5 kg.

Tabell 8. Schablonberäknade nettotransporter av ett antal näringsämnen föroreningar till Trekanten via dagvatten och atmosfärisk deposition på sjöytan

Område	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Hg	SS	BaP
	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
1-6	27	190	1,8	3,0	16	0,07	0,0046	8400	0,0060
Atm. dep. (sjöyta)	2,6	150	0,11	0,19	0,69	0,0073	0,0014	0	0,00029
Total nettobelastning	**29**	**340**	**1,9**	**3,2**	**17**	**0,078**	**0,0059**	**8400**	**0,0063**

8.3.1 Problemämnen med mer osäkra data

I Tabell 9 redovisas beräknade nettotransporter av de problemämnen som Stockholmsmodellen saknar schabloner för, avskiljning i skärmbassängen inräknad. För att beräkna avskiljning i skärmbassängen har StormTacs schabloner för dammar använts. Som nämnts avsnitt 8.2.1 är dessa data ytterst osäkra då använda schabloner i många fall saknar underliggande provtagningsdata. Dessutom saknar modellen helt underliggande provtagningsdata för aktuella ämnens avskiljning. Se bilaga 4 för StormTacs värden för en våt damms avskiljningseffekt.

Tabell 9. Schablonberäknade nettotransporter av antracen, flouranten, naftalen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylen och tributyltennföreningar. Observera att värdena bör anses som högst osäkra

Område	**ANT**	**FLUO**	**NAP**	**BbF**	**BkF**	**BgP**	**TBT**
	g/år	g/år	g/år	g/år	g/år	g/år	g/år
1-6	1,7	11	8,1	12	3,0	6,8	2,5
Atm. dep. (sjöyta)	0,19	2,9	9,0	1,3	0,50	1,1	0
Totalt nettobelastning	**1,9**	**14**	**17**	**13**	**3,5**	**7,9**	**2,5**

8.4 Läckage från förorenad mark

Om marken intill en sjö är för förorenad finns en risk att föroreningarna sprids vidare till sjöns vatten och sediment. Transporten kan ske på olika sätt, men kring Trekanten är det infiltrerande regnvatten som bedöms kunna ha störst betydelse då grundvattnet kan ta med sig föroreningar som finns i marken. Hur stor andel av markföroreningarna som kan transporteras med grundvattnet till en sjö beror på vattenflödet och ämnets löslighet i vatten.

En av de viktigaste faktorerna för metallernas rörlighet är pH-värdet i mark och vatten. Sura svavel-och kvävenedfall ger lågt pH-värde i de ytliga jordlagren. pH-värdet ökar normalt nedåt i markprofilen. Buffertkapaciteten i marken bestämmer områdets känslighet för försurning där hög kalkhalt innebär en minskad känslighet. Rörligheten av framför allt kadmium och zink, men även av aluminium, koppar, bly, kobolt och mangan ökar med sjunkande pH (SNA, 1994). Kvicksilver påverkas inte av pH (Borg och Johansson, 1989).

Utförda markundersökningar omkring Trekanten uppvisar att metallhalterna understiger relevanta riktvärden. De påvisade föroreningarna (bly, zink och PAHer) föreligger huvudsakligen i den djupa delen av markprofilen i det undersökta området (på några provpunkter). Eftersom pH-värdet normalt ökar nedåt i markprofilen utgör detta inte någon större risk för ytterligare spridning via grundvatten och infiltration av regnvatten. Partikelbundna föroreningar från markavrinning bedöms inte heller längre öka halterna i sedimenten eftersom föroreningar från jordanalyser för det översta jordlagret enbart visar på låga föroreningshalter och ingen förorening överstiger uppsatta riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM).

De data som i projektet funnits att tillgå tyder på att spridningsrisken av de flesta föroreningarna från mark kring Trekanten är begränsad. Detta eftersom de högsta halterna uppmätts för de flesta ämnena en bit ned markprofilen. Slutsatsen dras därför att eventuellt föroreningsbidrag från förorenad mark är försumbart i relation till föroreningstransport med dagvatten.

8.5 Aluminiumbehandlingens effekt på fosfor- och föroreningsläckage från Trekantens bottensediment

8.5.1 Risk för fosforläckage från sediment efter behandling

Efter behandlingen av Trekantens sediment har den interna fosforbelastningen minskat kraftigt. Det är mindre risk för fosforläckage från aluminiumbunden fosfor från sediment. Aluminium är mycket olösligt i naturvatten, men vid pH-värden under 6 och över 8,5 blir det mer lösligt och kan nå ut i vattnet. Eftersom Trekanten vanligtvis håller ett optimalt pH-värde (mellan 7 och 8), kan fastläggningen av aluminiumbunden fosfor sägas vara permanent. Dessutom är den kristallina formen av aluminiumhydroxid (gibbsit) som bildas när amorf aluminiumhydroxid åldras, mer stabil under pH-variation.

I en studie från Welch och Cooke (1999) beskrivs effekten av aluminiumbehandling i sjöar som omblandas flera gånger per år på mellan 1 till 11 år, medan det är mellan 5 och 20 år för sjöar som omblandas 2 gånger per år. Dock varierar det för olika sjöar. Till exempel visade Flaten hög närings status 15 år efter behandlingen, vars effekt beräknas vara 41 år (Huser et al. (2015). I Långsjön har vattenkvaliteten blivit sämre redan 10 år efter behandlingen och fosforhalterna överskrider där gällande gränsvärden (Naturvårdverket, 2009). Om den externa fosforbelastningen till sjön förblir hög kommer därför nytillkommet sediment återigen leda till en intern fosforbelastning på sjön.

8.5.2 Effekter på stabiliteten av metaller i sediment efter aluminiumbehandlingen

Koncentrationen av olika tungmetaller är hög i Trekantens sediment. Tungmetaller är biotillgängligt vid lågt pH (under 6). En pH-förändring kan förväntas påverka lösligheten av metaller. Som fällningskemikalie har PAX (polyaluminumklorid) använts i Trekanten och resulterande pH vid behandling kan därför förväntas ligga nära, eller något högre än de naturliga pH-förhållanden som råder i sedimenten. Mot bakgrund av detta ter det sig osannolikt att aluminiumbehandling skulle medföra ökad frisättning av metaller.

8.5.3 Effekter på stabiliteten av PAHer i sediment och vatten efter aluminiumbehandlingen

PAHer delas ofta upp i lågvikt (152-l78 g/mol), mellanvikt (202 g/mol) och högvikt (228-278 g/mol) PAHer (U.S. HHS, 1995). De PAHer som bedöms kunna tas upp i organismer och därmed är relevanta vid ekologiska riskbedömningar har upp till sju benzenringar (Naturvårdsverket, 2007). Egenskaper som vattenlöslighet och persistens varierar mellan olika PAHer och visar ett linjärt samband med molekylvikten. Tyngre PAHer med cirka fem benzenringar är i princip olösliga i vatten (Naturvårdsverket, 2007). Analyserna för Trekantens sediment visar höga halter av fluoranten och antracen före aluminiumbehandlingen. Eftersom alla PAHer har relativt låg löslighet i vatten binder de generellt till partiklar och sedimenterar. Dessutom har fällningskemikalien PAX en koagulerande effekt på PAHer och utsläpp till vattnet från sediment kommer att bli försumbar. Sedimentbundna PAH kan dock potentiellt ha biologiska effekter på bottenlevande organismer.

9 Ändrade föroreningstransporter efter pågående planarbeten och ombyggnationer

För närvarande pågår det arbete med att ta fram en detaljplan inom Trekantens tillrinningsområde. Det gäller en avloppstunnel som kommer att sträcka sig genom delområde 1 och 2. Arbetet kommer att ske genom sprängning och borrning med utgångspunkt i tunnelmynningar placerade utanför sjöns tillrinningsområde (Stadsbyggnadskontoret, 2016). Till följd av nämnda förutsättningar bedöms planen inte påverka någon föroreningstransport till Trekanten, varken under byggfasen eller efter.

10 Fosforbudget

10.1 Fosfor från Trekantens tillrinningsområde

I tillrinningen till Trekanten är den schablonberäknade mängden fosfor 34 kg/år, se Tabell 10. Efter beräknad avskiljning i skärmbassängen är nettobelastningen 29 kg/år. Halten fosfor i sjön var vid de senaste mättillfällena 26-30 µg/l. Det ger en mängd i utgående vatten från sjön på 16-18 kg/år. Kvar i sjön blir 11-13 kg som förmodas bindas in mer eller mindre permanent i sedimentet. Antaget att sediment ackumuleras på hälften av sjöbottnen ger det en yta på cirka 7 hektar. Det skulle motsvara att 1,6-1,8 kg fosfor binds in per hektar och år, vilket är en rimlig siffra. För att kunna bedöma hur mycket lättillgänglig fosfor som finns i sedimentet krävs en fosforfraktionering av sedimentet.

10.2 Acceptabel fosforbelastning till Trekanten

I ett tidigare uppdrag åt Stockholm Vatten och Avfall har acceptabel belastning och beting beräknats för Trekanten. Beräkningarna har gjorts utifrån Vollenweidermodellen som har kalibrerats inom OECD för nordiska förhållanden. I modellen matas indata i form av mängden fosfor som tillförs sjön, vilken halt som ska uppnås i sjön (37,4 µg/l för Trekanten) och dess omsättningstid. Nettobelastning är 29 kg/år. Om dricksvatten inte skulle tillsättas skulle den acceptabla belastningen vara 11 kg/år och därmed skulle tillförseln av fosfor behöva minska med 18 kg/år. Om dricksvattnet fortsätter att tillsättas skulle den acceptabla belastningen vara 32 kg/år.

Tabell 10. Acceptabel belastning av fosfor till Trekanten

Scenario	**Omsättningstid**	**Acceptabel belastning**	**Belastningsutrymme**
	År	kg/år	kg/år
Utan dricksvatten	4,2	11	-18
Med dricksvatten	0,9	32	+3

11 Åtgärdsbehov

För de föroreningar vars belastning på sjön måste minska är ambitionen att MKN ska nås med god marginal och att betingen för dem ska kunna uppnås med 150 %. I detta avsnitt bedöms vilka åtgärdsbehov som behövs för de problemämnen som identifierats. Avsnittet summeras med en tabell över ämnena samt deras beting.

11.1 Fosfor

För Trekanten finns det i nuläget inget beting för att minska fosformängderna i och med att det är så låga halter i sjön, se avsnitt 10.1. Det fällda sedimentet medför att den fosfor som fanns i sedimentet vid fällningen inte kan frigöras utan binds in och blir kvar på botten. Det tillkommer dock hela tiden nytt material som lägger sig på botten och vid syrefria förhållanden kan fosfor frigöras till vattnet. Under sommaren är det fortfarande låga syrehalter under perioder vilket innebär att fosfor från nytillkommet sediment kan frigöras. Ytterligare en faktor som gör att fosforhalterna hålls nere är att det tillsätts dricksvatten, vilket har en utspädande effekt. På sikt måste tillförseln av fosfor till Trekanten att minska för att inte halterna ska öka i vattnet. Det finns redan nu en svagt ökande trend av sjöns fosforhalter. Hur den utvecklar sig de närmaste åren är viktigt att följa för att se hur snart ytterligare åtgärder behöver sättas in.

11.2 Ammoniak

Anledningen till att ammoniak tidvis överskridit gränsvärdet kan kopplas till tidigare utsläpp av ämnet, se avsnitt 7.8, samt även förhöjda pH-värden vid algblomning och påverkan via bottenvatten (se avsnitt 6.1.8). Det är därför i nuläget inte möjligt att ange något reduktionsbehov för ammoniak.

11.3 Bly, kadmium, kvicksilver och benso(a)pyren

För problemämnena bly, kadmium, kvicksilver och benso(a)pyren har halterna i inkommande dagvatten kunnat modelleras med Stockholmsmodellen, se avsnitt 8. Hur mycket ämnenas halter måste minska för att komma ner till gränsvärdet för god status, redovisas i Tabell 9. Behovet av minskning är som störst för benso(a)pyren, vars halt i sedimenten måste minska med 88 % för att komma ner till gränsvärdet. Halterna för kadmium, bly och kvicksilver behöver minska med 12, 43 respektive 48 % i sedimenten.

Ett försök har gjorts att beräkna vilken sedimenthalt som tillrinnande dagvattens föroreningsinnehåll och atmosfärisk deposition på sjöytan ger upphov till och på så vis bedöma den acceptabla belastningen för att på sikt uppnå MKN. Två metoder har använts varav modell 1 utgick ifrån hur mycket av ämnets årliga tillförsel som förväntas sedimentera, årlig sedimentackumulation, sedimentets torrsubstanshalt och densitet. En liknande metod användes när underlag till en lokal åtgärdsplan för Brunnsviken togs fram (WRS 2011). Det saknas kunskap om hur snabbt just Trekantens sediment byggs upp, men normalt kan en sjös sedimentackumulation sägas vara cirka 1 mm/år (Naturvårdsverket, 2012). Beräkningen har gjorts med följande formel:

$$Beräknad\ föroreningshalt\ i\ sed. = \frac{Belastning * andel\ sedimenterad}{area * ackumulation * densitet * andel\ TS}$$

där

- Inkommande halt = den modellerade årliga belastningen presenterad i avsnitt 8.3
- Andel sedimenterad = så stor andel av föroreningen som inte är löslig och därmed kan antas sedimentera, se Tabell 11
- Area = sjöns bottenarea, här förenklad till sjöns yta 13,5 ha
- Ackumulation = antagen årlig sedimenttillväxt 1 mm (Naturvårdsverket, 2012)
- Densitet = sedimentets densitet, saknas för Trekanten. Här antas den vara 1050 kg/m^3, medelvärdet i ett antal vattenförekomster i Stockholm (ALcontrol Laboratories och SLU, 2017)
- Andel TS = den del av sedimentet som inte består av vatten, medelvärdet 0,09 i Trekanten (Naturvatten 2011)

I modell 2 användes en empirisk formel (German och Svensson, 2002) för vilken årsmedelhalt av tungmetaller en dagvattendamms sediment kan innehålla utifrån halt i inkommande dagvatten:

$$C_v = 0{,}0001 * C_s^2 + 0{,}11 * C_s$$

där C_v är lika med förväntad årsmedelhalt uttryckt i µg/l i inkommande dagvatten och beräknas genom att sätta in uppmätt medelhalt av respektive tungmetall i sedimenten uttryckt i mg/kg TS, som i formeln tecknas C_s.

Formeln kan även användas för att beräkna den maximala halten i inkommande dagvatten som kan accepteras för att inte överstiga MKN gränsvärden i sediment.

Utfallet av beräkningarna redovisas i Tabell 11. I tabellen framgår att skillnaderna mellan de acceptabla belastningarna i de olika modellerna är stora för kadmium och kvicksilver, men liten för bly. För den senare metoden (German och Svensson, 2011), testades formeln även för halter som enbart uppmätts i skärmbassängens sediment. För bly överensstämde den empiriskt beräknade inkommande halten mycket väl med den, till skärmbassängen, inkommande halt som modellerats fram med Stockholmsmodellen. För kadmium och kvicksilver var dock skillnaderna större och för dessa verkar Stockholmsmodellen överskatta inkommande kadmiumhalter med faktorn 3 och kvicksilverhalterna med faktorn 2. Det senare kan bero på att beräkningarna är behäftade med stora osäkerheter, bland annat vad gäller indata (sedimenterad mängd, schablonhalter). **Sammantaget innebär det att den beräknade acceptabla belastningen måste ses som mycket osäker.**

Tabell 11. Gränsvärden, halter i sediment, modellerad belastning och modellerad accepterad belastning för bly, kadmium, kvicksilver och benso(a)pyren. Värden i fet text innebär att den beräknade belastningen överstiger den accepterade. Beräkningarna måste ses som mycket osäkra

	Enhet	Bly	Kadmium	Kvicksilver	Benso(a)pyren
Gränsvärde	mg/kg TS	131	2,3	0,67	0,18
Uppmätt medelhalt	mg/kg TS	251	2,6	1,2	1,5
Differens	mg/kg TS	120	0,31	0,50	1,3
Differens	%	48	12	43	88
Beräknad belastning	kg/år	1,9	**0,078**	0,0059	**0,0063**
Andel sedimenterad (a)	-	0,75	0,55	0,15	0,75
Acceptabel belastning (b)	kg/år	2,2	**0,053**	0,057	**0,0031**
Acceptabel belastning (c)	kg/år	2,2	**0,034**	0,0099	-

(a) Antaganden baserade på data från Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten (Sweco, 2010) samt Nos-dagvatten (SVU, 2012). För kvicksilver grovt antagande baserade på enstaka studier redovisade i StormTac (version 2017-03).

(b) Baseras på modell 1 beskriven i ovanstående textkapitel.

(c) Baseras på modell 2 beskriven i ovanstående textkapitel.

11.3.1 Övrigt om metaller

Metaller är ofta associerade till partikulärt material, men för vissa metaller föreligger en större del i löst form. Metaller i löst form är generellt mer biotillgängliga än om de är partikelbundna. pH-värdet kan påverka metallers bindning till partiklar genom att vätejoner kan tränga undan metallkatjoner från partiklarnas negativa bindningsplatser. Höga halter av metaller i Trekantens sediment är partikelbundna och föreligger huvudsakligen i ytliga sediment, vilket utgör stor risk för ytterligare spridning (via störningar, tex vid kraftig vind). Metaller kan nå vattenfasen vid pH variation (mindre än 5) speciellt under hög belastning av organiskt material i ytliga sediment. Dessutom kan metaller från djupa sediment nå vattenfasen genom vattenlevande organismers aktivitet. Resultat från studier av sediment visar att metallerna kan spridas till vattenfasen genom bottenorganismers aktivitet från sediment ner till 20 cm djup (Koretsky et.al 2006).

11.4 Övriga ämnen som god kemisk status inte uppnås för

Utöver de redan presenterade ämnena i Tabell 11 uppnår Trekanten ej god kemisk ytvattenstatus för antracen, flouranten, naftalen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylen, polybromerade difenyletrar (PBDE) och tributyltennföreningar. Alla ämnen förutom PBDE har uppmätts i för höga halter i sedimenten, dessa halter redovisas tillsammans med gällande gränsvärden i Tabell 12. För PBDE har det inte gjorts några mätningar i Trekanten, utan statusklassningen har sitt ursprung i att halterna bedöms överskrida gränsvärdet i fisk i samtliga vattenförekomster i Sverige.

På grund av den stora osäkerheten i dels den modellerade externa belastningen och dels i hur mycket av de aktuella ämnena som verkligen hamnar i sedimentet måste ett försök till att uppskatta åtgärdsbehoven ses som mycket osäkert. De mätningar som har gjorts gäller dessutom för sedimentets föroreningsinnehåll år 2002 och 2009, det vill säga innan och i samband med att skärmbassängen installerades. Idag är det alltså ett något renare sediment som ansamlas i sjön.

Då det ingår i uppdraget att bedöma åtgärdsbehovet för sjöns problemämnen har ett försök ändå gjorts med antagandet att det finns ett linjärt samband mellan inkommande

belastning och de halter som har mätts upp i sedimenten. Det vill säga att om sedimentens halter behöver minska med 50 % så behöver även den externa belastningen att minska med 50 %. Den, av dagvatten och atmosfärisk deposition på sjöns vattenyta, acceptabla belastningen för att ämnenas halter i sedimenten på sikt ska komma ner till gränsvärdena redovisas i Tabell 12. Ämnena benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten har uppmätts tillsammans i den provtagning som beräkningarna har som grund. Ämnena har dock varsitt gränsvärde och är deras externa belastning på sjön har beräknats var för sig. Eftersom det är oklart hur mycket av respektive ämne som finns i sedimentet har deras totala halt använts i beräkningen av åtgärdsbehovet. Observera att bedömningen bör ses som mycket osäker för alla ämnen i Tabell 12.

Tabell 12. Gränsvärden, uppmätta halter i sediment och acceptabel belastning för att komma ner till gränsvärden för antracen, flouranten, naftalen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylen och tributyltennföreningar. I brist på separata sedimentdata har den totala halten BbF och BkF använts som grund i beräkningarna för respektive ämne. Observera att den beräknade och den acceptabla belastningen måste ses som mycket osäker för alla ämnen

	Enhet	ANT	FLUO	NAP	BbF	BkF	BgP	TBT
Gränsvärde	mg/kg TS	0,024	2,0	0,28	0,14	0,14	0,084	0,0016
Uppmätt medelhalt	mg/kg TS	0,43	3,4	0,17	3,3	3,3	1,4	0,0031
Differens	mg/kg TS	0,40	1,4	-0,1	3,2	3,2	1,3	0,0015
Differens	%	94	41	-65	96	96	94	48
Beräknad belastning	g/år	1,9	14	17	13	3,5	7,9	2,5
Acceptabel belastning*	g/år	0,11	8,3	28	0,55	0,14	0,48	1,3

*Baserad på ett antaget linjärt samband mellan halt i sediment och halt i inkommande dagvatten

11.5 Summering - åtgärdsbehov för näringsämnen och föroreningar

För att uppnå god kemisk status behöver koncentrationerna av ett antal föroreningar i sedimenten att minska. En summering av hur mycket den årliga belastningen bör minska för att problemämnenas koncentrationer i sedimenten ska nå ner till gränsvärdet samt 150 %-ambitionen redovisas i Tabell 13. För att relatera till ifall dagvattenåtgärder kommer att vara tillräckliga eller ej presenteras även det procentuella minskningsbehovet för problemämnena i inkommande dagvatten. Det vill säga hur mycket av dagvattnets årliga föroreningsbelastning som måste minska för att den bedömda att betingen ska uppnås. För flertalet problemämnen är halterna i sedimenten så mycket högre än gränsvärdena att 150 %-ambitionen inte bedöms vara tekniskt genomförbar.

Några beting för PBDE och ammoniak har inte kunnat tas fram då data helt saknas för dessa ämnen.

Utifrån beräkningsresultaten som redovisats i avsnitt 11.3 och 11.4 bedöms bly- och kvicksilverhalterna i tillrinnande dagvatten inte behöva minska. På sikt kommer det allt ”renare” sedimentets bly- och kvicksilverhalter kunna nå ner till gränsvärdena för MKN. Medelackumulationen för svenska sjöars sediment, cirka 1 mm/år (Naturvårdsverket, 2009), innebär i teorin att den översta centimetern av Trekantens sediment kommer ha bly- och kvicksilverhalter under gränsvärdena år 2027. Som nämnt så är detta enbart teoretiska värden då ackumulationstakten för sediment skiljer sig mellan olika sjöar. Även aktiviteten hos bottenorganismer spelar in för hur snabbt det förorenade sedimentet täcks med nytt ”renare” sediment då aktiviteten har en omblandande effekt. Den del av föroreningarna som kommer genom atmosfärisk deposition direkt på sjöytan går inte att rena bort.

Dagens dricksvattentillförsel gör att fosforbelastningen inte behöver minska. Om tillförseln upphör behöver den externa fosforbelastningen minska med 18 kg/år. Om minskningen dessutom ska ske till 150 % behöver all fosfor i inkommande dagvatten tas bort, vilket inte ses som möjligt.

Kadmium och benso(a)pyren behöver minska med 44 respektive 3,2 g/år för att nå ner till gränsvärdet och med 66 respektive 4,8 g/år om ytterligare 50 % ska tas bort. Modelleringen av kadmiums åtgärdsbehov har gjorts med två modeller. Den ena modellen gav ett strängare åtgärdsbehov, vilket är det som presenteras i Tabell 13. Den andra modellens resultat innebär att den externa kadmiumbelastningen enbart behöver minska med 28 g/år för att uppnå MKN, motsvarande 35 % av det kadmium som årligen tillförs via dagvattnet.

Beräkningarna av åtgärdsbehoven för övriga ämnen i Tabell 13, antracen-tributyltennföreningar, är behäftade med så stora osäkerheter att de inte rekommenderas vara grund för några beslut. De presenteras ändå i tabellen som för flera av dem visar att mer än 100 % behöver tas bort från inkommande dagvatten.

Tabell 13. Behovet av minskad årsbelastning på tillrinnande vatten till Trekanten för att på sikt kunna nå MKN i sedimenen. Betingen presenteras tillsammans med minskningsbehovet för att ytterligare 50 % ska avskiljas. För att illustrera hur stora betingen är i relation till sjöns externa belastning presenteras även det procentuella minskningsbehovet för problemämnena i inkommande dagvatten. Att det i flera fall behövs en minskning med över 100 % av belastningen beror på att den atosfäriska depositionen av ämena på sjöns vattenyta inte är medräknad. Den atmosfriska depositionen bedöms inte kunna minska genom åtgärder i närområdet. För kadmium, där två olika ansatser till att beräkna acceptabel belastning har gjorts (avsnitt 11.3), har det strängare av de två resultaten använts. Observera att betingen måste ses som mycket osäkra. För de sex understa ämnena, antracen-tributyltennföreningar, bedöms osäkerheterna vara så stora att betingen inte bör ligga till grund för några beslut om åtgärder

Ämne	**Beting för att nå MKN**	**Beting för att nå MKN***	**Beting för att nå MKN + 50 %**	**Beting för att nå MKN + 50 %***	**Anmärkning**
Enhet	g/år	%	g/år	%	
Fosfor	0		0	0	18 kg, 27 kg respektive 100 % ifall dricksvatten-tillsättningen upphör
Ammoniak	ingen data	ingen data	ingen data	ingen data	
Bly	0	0	0	0	
Kadmium	44	62	66	93	Baserat på den det strängare av de två modellerade värdena i Tabell 11. Med det mindre stränga värdet uppsattas betinget för att nå MKN vara 25 g/år (35 % av dagvattnets innehåll)
Kvicksilver	0	0	0	0	
Benso(a)pyren	3,2	53	4,8	79	
Antracen	1,8	105	2,7	158	
Flouranten	5,7	51	8,5	77	
Naftalen	0	0	0	0	
Benso(b)flouranten	13	106	19	160	Egentligen något lägre, se Tabell 12.
Benso(k)flouranten	3,4	112	5,1	168	Egentligen något lägre, se Tabell 12.
Benso(g,h,i)perylen	7,4	109	11	164	
PBDE	ingen data	ingen data	ingen data	ingen data	
Tributyltennföreningar	1,2	48	1,8	73	

*I jämförelse med den nettobelastning som dagvattnet beräknas stå för, ej inräknat atmosfärisk belastning på sjöytan

12 Åtgärdsförslag

I Trekanten har många åtgärder genomförts för att förbättra sjöns status, se avsnitt 7. Trots detta har inte god status uppnåtts i sjön. Om dricksvatten fortsätter att tillsättas finns det i nuläget inget beting för fosforåtgärder. För att på sikt bibehålla låga fosfornivåer behöver dock åtgärder göras i tillrinningsområdet. Direkta åtgärder för att förbättra de biologiska kvalitetsfaktorerna är svåra att ta fram. På sikt kommer de förbättrade förutsättningarna med lägre näringshalter och lägre nivåer av föroreningar, som redan genomförda åtgärder har resulterar i, att möjliggöra bättre livsförhållandena för växt- och djurlivet. God kemisk status uppnås ej för ett flertal ämnen och framtagna beting i avsnitt 11 är belagda med stor osäkerhet. I detta avsnitt föreslås ett antal åtgärder som bedöms vara möjliga med målet att på sikt uppnå god status i sjön.

12.1 Urvals- och prioriteringsgrunder

Tillflödet från deltillrinningsområdena 2, 5 och 6 leds till en skämbassäng vilken renar dagvattnet från dessa områden, se avsnitt 7.5. Dagvattnet från deltillrinningsområde 1 och 4 renas inte. Från deltillrinningsområde 1 kommer de största föroreningsmängderna, 15 kg fosfor/år, se tabell 8 i avsnitt 8.3 och bilaga 4. Det omfattas av bland annat bostadsområdet Nybohov och Liljeholmens centrum. Från deltillrinningsområde 4 kommer 5,6 kg fosfor per år.

Enligt Stockholms dagvattenstrategi ska åtgärder för dagvattnet i första hand vidtas för att inte förorena dagvattnet och i andra hand för rening så nära källan som möjligt, se avsnitt 1:4. I tredje hand ska dagvattnet samlas upp och renas för flera områden. Trafikleder med mer än 10 000 fordon per dygn och större parkeringsanläggningar ska prioriteras i och med att dagvatten från dessa generellt har höga föroreningshalter. Utifrån detta har åtgärdsförslagen tagits fram och prioriterats. Andra parametrar som har vägts in är möjligheten att genomföra dem och kostnadseffektiviteten.

I avsnitt 13 beskrivs åtgärder som har diskuterats men som i nuläget inte är aktuella.

I Trekanten finns i nuläget inga problem med översvämningar, det vill säga det finns inget behov av att fördröja vatten ytterligare.

Generellt är det dyrare att bygga om en befintlig anläggning/ledningsdragning än att bygga en helt ny anläggning om det görs samtidigt med nybyggnationen. När dagvattnet väl har kommit ned i en ledning är det oftast svårt att få upp det igen utan att pumpa det varför förslagen bygger på rening på ytan. På en plats är det möjligt på grund av höjdskillnaderna att leda dagvattnet ut från en ledning till en yta för rening och sedan tillbaka till ledningen igen.

Utifrån detta har nedanstående åtgärdsförslag arbetats fram, de har numrerats löpande och placeringen finns i Figur 10. I första hand föreslås en torrdamm för att rena dagvattnet från stora delar av Nybohovsbacken, se avsnitt 12:2. Mindre anläggningar kan göras för att rena dagvattnet från Södertäljevägen och för större parkeringar förslås rening i växtbäddar, se avsnitt 12:3. En möjlighet finns att anlägga en skärmbassäng även i den östra delen av Trekanten, se avsnitt 12:4.

Figur 10. Åtgärdsförslagens placering.

12.1.1 Geologiska förutsättningar

I Figur 3 finns en jordartskarta över tillrinningsområdet runt Trekanten. Generellt så är det inte så bra förutsättningar för infiltration av dagvatten i området. Söder om sjön i delavrinningsområde 1 är jordarten främst berg med viss morän. Viss infiltration kan ske, men inte så omfattande. Området öster om sjön, runt Liljeholmens centrum är uppfyllt av fyllnadsmassorna vilket innebär att det är svårt att säga något om infiltrationen. Troligen kan vissa vattenmängder infiltrera i marken, men det är svårt att säga något exakt om det.

12.2 Torrdamm - markbädd, dagvatten från Nybohov, åtgärd 1

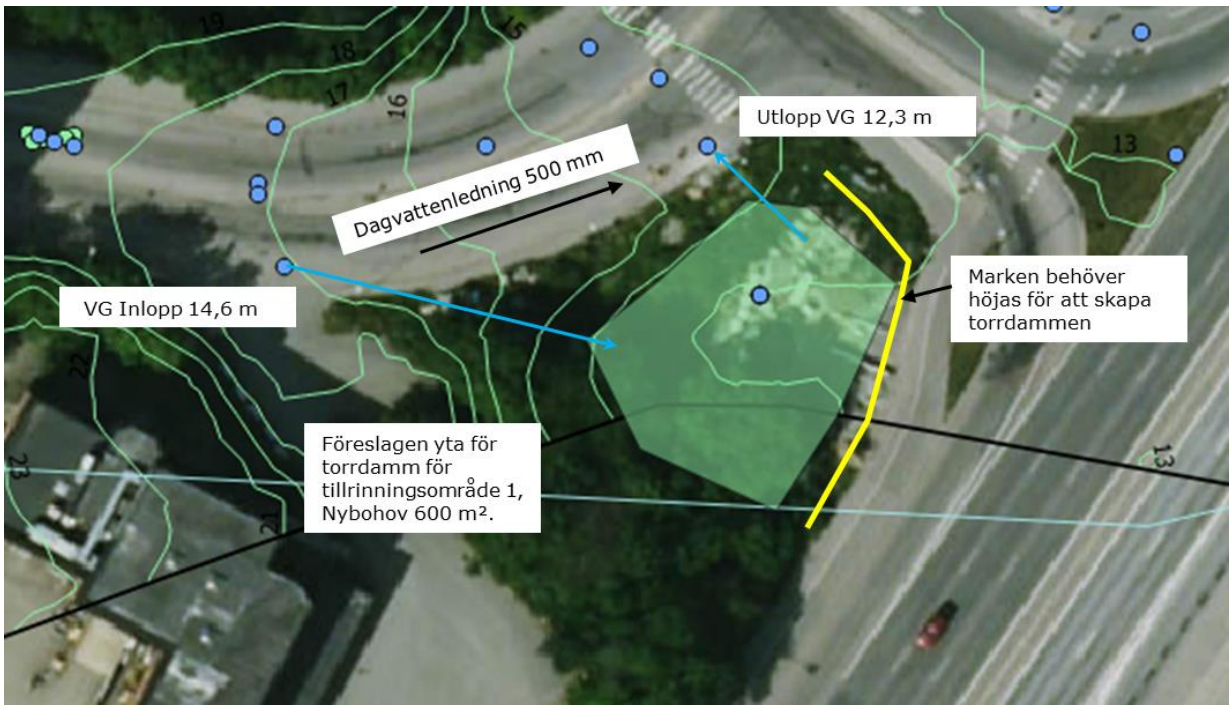
En samlad rening av dagvattnet från Nybohov, delar av deltillrinningsområde 1, skulle kunna vara möjlig där Nybohovsbacken möter av- och påfarten till Södertäljevägen, se Figur 10. I nuläget består platsen av en grönyta med träd i den sydvästra delen och den är delvis formad som en skål, se Figur 11. Det är Stockholms stad som äger marken, vars geologi främst utgörs av fyllnadsmassor och berg i den sydvästra delen. Sprängning kan eventuellt behövas beroende av utformningen av torrdammen och hur nära ytan berget ligger. Enligt underlag om förorenad mark finns det ingen markförorening på den föreslagna platsen. Viss infiltration av vatten kan vara möjlig beroende av vad fyllnadsmassorna består av. För att få svar på dessa frågor krävs en geoteknisk utredning av området. Det finns inga avloppsledningar på platsen. Nedan beskrivs ett förslag på hur dagvatten från Nybohov skulle kunna renas på platsen. Vidare utredningar får avgöra vad som är möjligt vad gäller storlek och nivåer.

Figur 11. Platsen för föreslagen torrdamm att rena dagvattnet från delar av tillrinningsområde 1. Foto Sofia Åkerman 2017-05-04.

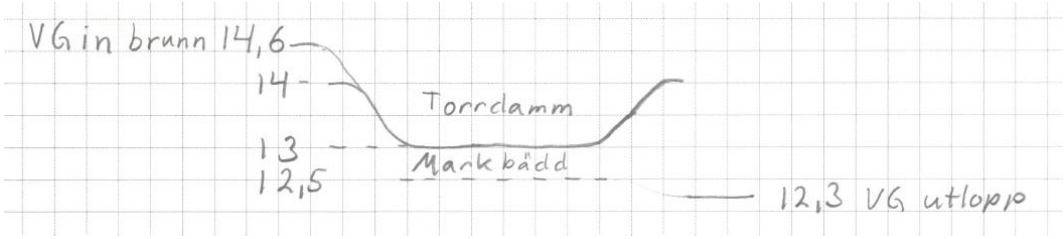
12.2.1 Utformning

Dagvattenledningen i Nybohovsbacken har dimensionen 500 mm och avleder dagvattnet från Nybohov. Området föreslås utformas som en torrdamm som i normala fall är en grönyta, men fylls med vatten när det regnar. Ytan som är tillgänglig uppskattas till 400-800 m^2 beroende av hur den utformas. När det kommer regn fylls området med dagvatten via en ledning från en befintlig dagvattenbrunn. Vid större flöden än vad dammen kan ta emot leds överskottsvattnet vidare i den nuvarande ledningen. Dagvattnet infiltrerar i marken genom en uppbyggd markbädd med minsta tjocklek på 0,5 meter där partiklar och lösta föroreningar kan fastläggas. Markbädden får gärna vara mäktigare än 0,5 meter, men det blir en avvägning beroende av nivåer och vilken volym vatten som ska kunna renas. Utloppet sker till nedströms liggande befintlig dagvattenbrunn, genom uppsamlingsledningar i botten av markbädden och en strypt ledning som dimensioneras så att torrdammen töms inom 24 timmar.

Marknivåerna i den föreslagna ytan är 12-15 meter över havet (RH2000). Vattengången in i brunnen uppströms är 14,94 m och utloppet 14,6 meter. Övre kanten på torrdammen föreslås vara 14 m.ö.h. och dess botten 13 m.ö.h. Utloppsledningen föreslås placeras 12,5 m.ö.h. och ledas till utloppsbrunnen där vattengången idag är 12,3 m.ö.h. Det renade vattnet leds sedan vidare i den befintliga ledningen till Trekanten. Utformningsförslaget illustreras i Figur 12 och i en enkel skiss i genomskärning i Figur 13.



Figur 12. Förslag på hur dagvattnet kan ledas från befintlig ledning via torrdamm och tillbaka till befintlig ledning igen.



Figur 13. En enkel skiss på en genomskärning av torrdammen med ett förslag på höjdsättning för att visa att det är genomförbart.

Den totala ytan av område 1 som kan ledas hit är uppskattad till 8,9 hektar och den reducerade ytan 3,8 ha, Figur 14. Det motsvarar en volym på 760 m^3 om 20 mm nederbörd ska omhändertas eller 380 m^3 om 10 mm nederbörd ska omhändertas. Det är inte säkert att 760 m^3 kan renas i torrdammen, det beror av den exakta utformningen. Bedömningen i nuläget är att om dammen har en yta på cirka 500-600 m^2 och ett djup på 1 meter kan 500-600 m^3 renas. En fortsatt förstudie får avgöra vad som är möjligt på platsen.

Den föreslagna dammen kan ge synergieffekter genom att tillskapa ytterligare ett område som periodvis är blött vilket gynnar den biologiska mångfalden. Med en genomtänkt utformning kan plasten få ytterligare värde i en trafikerad och något torftig miljö.

Figur 14. Tillrinningsområde i rött för torrdammen (åtgärdsförslag 1), vars position föreslås vara precis till höger om det blå området.

12.2.2 Rening

Torrdammen fungerar som en kombination av en våtdamm och infiltration i grönyta. På den tiden hinner partiklar sedimentera och när vattnet filtreras genom den uppbyggda markbädden fastläggs ytterligare partiklar och näringsämnen. Reningsgraden för fosfor är bedömd till ca 65 %, vilket är mittemellan vad en våt damm och infiltration i grönyta kan reducera. Partikelbundna föroreningar, SS, bedöms kunna avskiljas med cirka 80 %. Om dagvatten motsvarande ca 20 mm avleds till dammen motsvarar det knappt 7 kg (6,9 kg) fosfor, var av cirka 4,5 kg kan avskiljas. Om 10 mm nederbörd omhändertas avskiljs 2,25 kg fosfor. I kostnadsberäkningarna nedan har den högre reningsgraden använts i och med att den är fullt möjlig med rätt utformning.

12.2.3 Ytterligare utredningsbehov

En geoteknisk utredning behövs för att undersöka markförhållandena på platsen. Det är viktigt att titta på stabiliteten i förhållande till Södertäljevägen. Därefter kan en förstudie göras för att se vilken volym vatten som är möjligt att rena.

12.3 Rening av dagvatten från parkeringar och körytor

Dagvatten från parkeringar och kraftigt trafikerade körytor har höga halter av föroreningar i form av bland annat partiklar, metaller och även fosfor. Därför har de största parkeringarna och mest trafikerade körytorna inom tillrinningsområde 1 utretts med avseende på möjligheterna att rena dagvattnet. Fem olika åtgärdsplatser har identifierats, se Figur 15.

Figur 15. Parkeringar och körytor, vars dagvatten kan omhändertas med åtgärdsförslag 2-6.

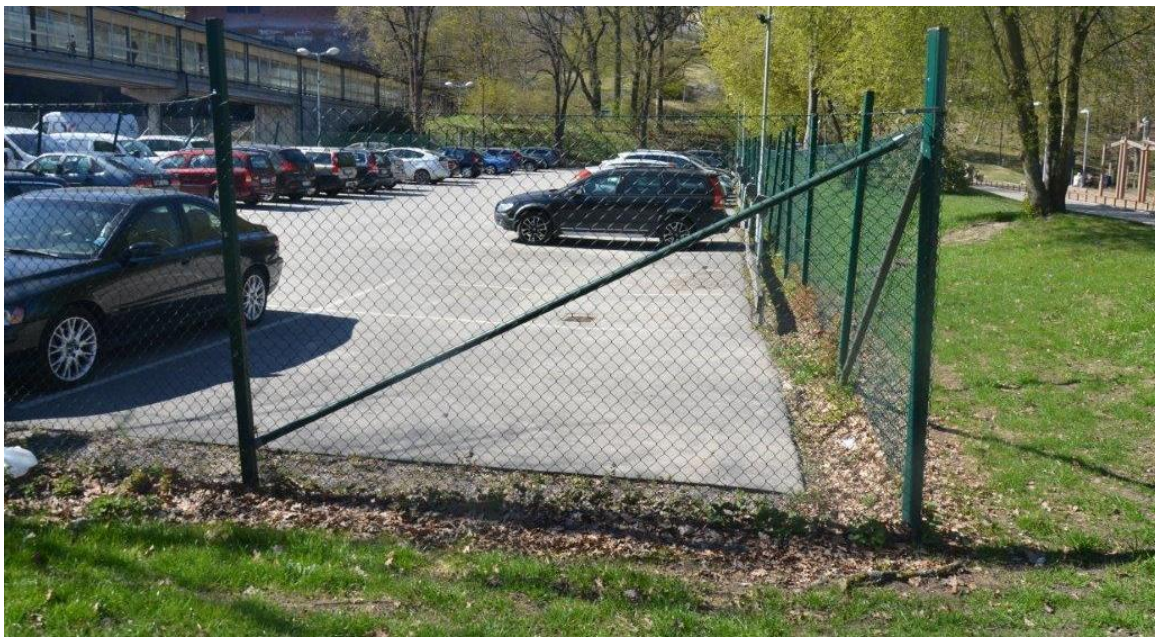
Dagvattnet från parkeringarna föreslås ledas till växtbäddar där vattnet renas och fördröjs samt tas upp av växtligheten. Dagvatten renas på ett bra sätt när det filtreras genom vegetation och olika fraktioner av sand och jord. För beräkning av dessa exempel har följande antaganden gjorts: Anläggningarna ska kunna omhänderta 20 mm avrinning. I växtbädden ska 30 cm vatten kunna samlas ovanpå ytan och de antas rena dagvattnets fosforinnehåll med 65 %. Partiklar, SS, antas renas till 80 %, även metaller som bly, zink, kadmium och nickel antas renas med 75-85 %. Även torra dammar antas kunna uppnå samma reningsgrad om de anläggs med en sandig botten som vattnet filtreras igenom.

Ett alternativ till att leda dagvattnet till växtbäddar eller torrdamm kan vara att byta ut asfalten mot genomsläpplig beläggning. Det innebär att ytan är genomsläpplig med exempelvis betonghålsten eller permeabel asfalt. Under beläggningen kan ett magasin med porös makadamfyllning anläggas. För att magasinera 20 mm behövs mindre än 10 cm fyllning.

De befintliga gatubrunnarna kan byggas om så att vattnet inte leds iväg i ledning utan istället leds till ett dike eller en växtbädd. Alternativet är att punktvis ta bort kantsten och låta vattnet avrinna från hela vägen. Detta alternativ innebär dock troligen ett större ingrepp.

12.3.1 Parkering vid Trekantsparken, åtgärd 2.

I den södra delen av Trekansparken i anslutning till tunnelbanestationen finns en 1600 m^2 stor inhägnad parkering, se Figur 16. Den lutar från Nybohovshöjden mot parken. På parkeringen finns det några synliga dagvattenbrunnar som inte återfinns i erhållet ledningsunderlag. Det är en vall runt parkeringen vilket kan göra det svårt att avleda dagvattnet från området. Om befintliga brunnar pluggas och med en modellering av området runtomkring kan det vara möjligt att leda dagvattnet till en växtbädd utanför eller i kanten av parkeringen. Ytan som krävs för rening i växtbäddar är cirka 75 m^2. Denna plats ligger i anslutning till Trekantsparken där det rör sig mycket folk varför det skulle vara en bra plats att informera om dagvatten, att det viktiga att rena och hur det sker.



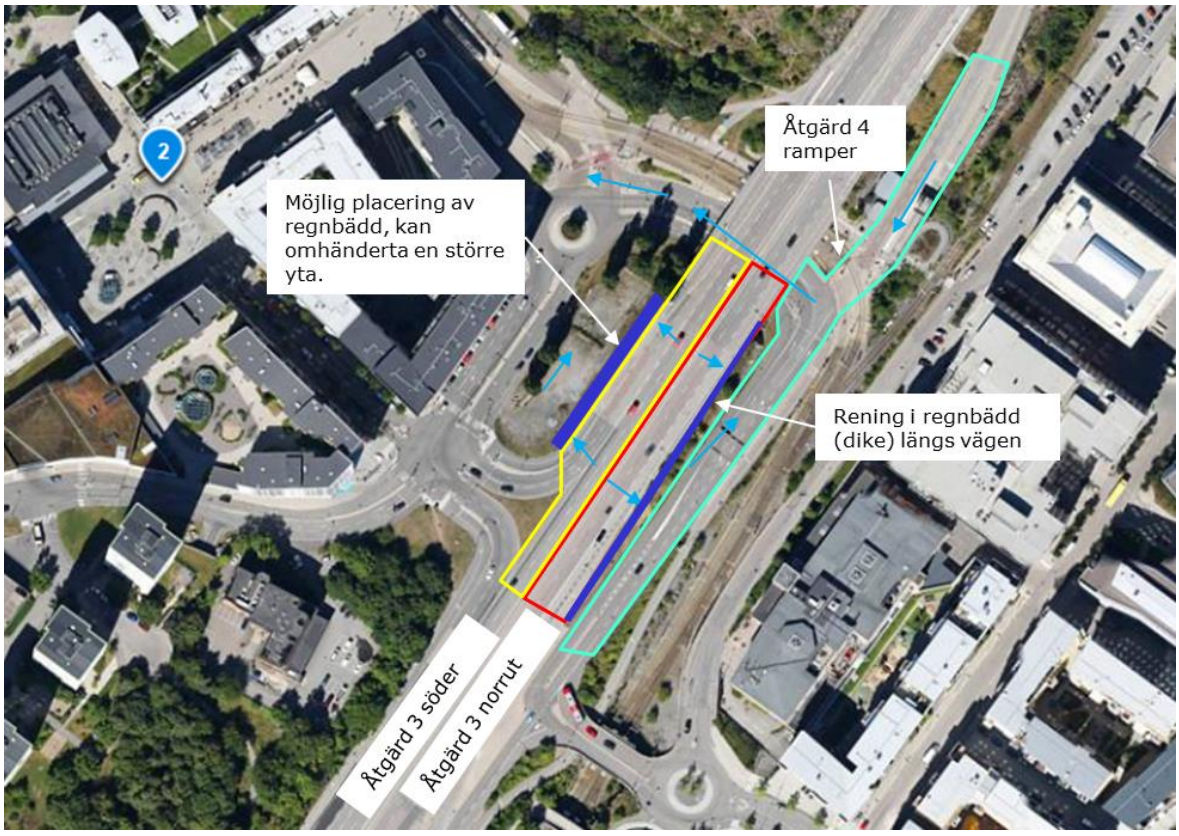
Figur 16. Parkering vid Trekantsparken, delvis vallar runt omkring. Foto: Sofia Åkerman 2017-05-04.

12.3.2 Södertäljevägen, åtgärd 3.

Södertäljevägen är en kraftigt trafikerad väg med årsdygnstrafik på 30 000. Det har tidigare funnits förslag på att rena dagvattnet från Södertäljevägen innan det når Trekanten, inget har ännu genomförts. En yta motsvarande 5 500 m^2 av Södertäljevägen avrinner i nuläget genom ledningar till Trekanten. Vägen har på denna delsträcka cirka 4 körfält i vardera körriktningen. Mellan körbanorna finns en avgränsare och dagvattnet från vardera körriktningen avrinner mot vägrenen, se Figur 18. Längs de norrgående körfälten finns en gräsremsa och en stödmur samt ett staket, se Figur 17. Det finns i nuläget två brunnar där vattnet kan avledas mot gräsytan samt en 300 mm-ledning som leder vattnet ned under viadukten till Trekanten. Ytan som behövs med ovan angivna förutsättningar är 150 m^2 för varje körriktning. Det skulle innebära ett 1,5 meter bred växtbädd längs 100 meter av vägsträckan, se föreslagen placering i Figur 18. Markens nivåer kommer att behöva ändras vilket kan vara komplicerat, men troligen är möjligt. Med en väl genomtänkt utformning kan växtbäddarna bidra med en trevlig gestaltning av trafikmiljön.

Längs med det södergående körfältet finns det några brunnar, vilka avleds till ledningen för det norrgående fältet. Om dessa pluggas igen kan dagvattnet ledas ytledes till en yta där det i nuläget är en parkering och en grusad yta med byggbodar/etableringsplats. Enligt detaljplanen från 1995 är området parkmark. Delar av denna yta skulle kunna användas för rening av dagvattnet när byggbodarna är borttagna. I och med att dagvattnet från Södertäljevägen är så förorenat bedöms det vara kostnadseffektivt att rena det, cirka 100 000 kr/kg fosfor, se vidare avsnitt 12.6.

Figur 17. Södertäljevägen mot norr med område 6 till vänster och 7 till höger, gräsytor som kan användas för rening av dagvatten. Foto: Sofia Åkerman 2017-05-04.



Figur 18. Åtgärderna 3 och 4 och placering av föreslagna växtbäddar.

12.3.3 Avfartsramp Södertäljevägen, åtgärd 4.

Avfartsrampen sydöst om Södertäljevägen sluttar ned mot viadukten där även Tvärbana går, se Figur 18. Dagvattnet avleds i en 300 mm-ledning, samma som för den norrgående körbanan av Södertäljevägen. Det är en lågpunkt under viadukten och det är ont om ytor att nyttja för rening av dagvattnet. Eventuellt skulle makadamfyllningen vid spåren för Tvärbanan kunna användas för rening av dagvattnet. Ytan som avrinner är cirka 4400 m^2 och kräver 240 m^2 för att renas. Var den ytan kan placeras är i nuläget oklart.

12.3.4 Parkeringar på privat mark

Det finns två större parkeringar inom tillrinningsområdet som inte ägs av Stockholms stad. Det krävs därför avtal med markägaren för att genomföra åtgärder på dessa platser. Dagvattenbrunnarna på parkeringarna har inventerats i fält, men ledningsnätets sträckning är i nuläget okänt och behöver utredas ytterligare. Vid detaljprojektering är det nödvändigt att säkerställa vattengångarna i Stockholm Vatten och Avfalls ledningarna.

Vid punkthus på Nybohov, åtgärd 5.

En förhållandevis stor parkering finns intill de tre punkthusen vid Nybohov se Figur 15 Den är 4000 m^2 stor och lutar ned mot Nybohovsbacken, se Figur 19. Det finns cirka 5 dagvattenbrunnar på parkeringen, hur ledningarna går är i nuläget okänt. Mellan parkeringsraderna finns cirka 4 rader med träd. Avrinningen inom området och brunnarnas placering visas i Figur 20.

Figur 19. Nuvarande parkering med trädrader. Foto: Sofia Åkerman 2017-05-04.

Öster om parkeringen finns det en gräsyta på en lägre nivå än parkeringen som är cirka 330 m^2 stor, se Figur 20 och 21. Om det är möjligt utifrån vattengångarna på ledningarna skulle ytan kunna användas till en växtbädd eller torrdamm för rening och fördröjning av dagvattnet. Om ledningarna ligger för djup skulle en möjlighet vara att skapa en avskärande ränna över parkeringen för att leda vattnet till växtbädden/torrdammen. För det senare fallet måste befintliga brunnar sättas igen med lock. Ytan som behövs är cirka 200 m^2 och föreslagen placering finns i Figur 20. Ytan behöver modelleras om något höjdmässigt samt materialet delvis bytas ut för att förbättra infiltrationen i marken. Eventuellt läggs utloppsledningar i botten på dammen som leder det renade dagvattnet via befintlig ledning till Trekanten. Den föreslagna ytan för åtgärden är inte allmän platsmark vilket innebär att avtal med markägaren krävs. Skapandet av en yta som periodvis är blöt gynnar den biologiska mångfalden i området. Att anlägga och drifta dessa växtbäddar kostar cirka 340 000 kr /kg fosfor och år.

Figur 20. Avrinning och dagvattenbrunnar för åtgärd 5. Föreslagen lösning med avledning till torrdamm alternativt växtbädd.

Figur 21. Grönyta som förslås användas som torrdamm alternativt växtbädd. Foto: Sofia Åkerman 201-05-04.

Parkering vid Nybohovsgränd, åtgärd 6

Längs med Nybohovsgränd finns en cirka 4300 m^2 stor parkering som anlades i samband med att husen byggdes. Parkeringen är uppdelad på två olika nivåer och lutar mot en stödmur ned mot den nya bebyggelsen längs Nybohovsbacken, se Figur 22 och Figur 23. Närmast muren finns dagvattenbrunnar, vart de leder är dock oklart i och med att de ligger på privat mark och inte finns med på erhållna kartor över ledningsnätet. Utifrån platsbesök har en bedömning gjorts av vilka ytor som leds till vilken brunn, se Figur 23. I anslutning till dagvattenbrunnarna föreslås en växtbädd eller ett krossdike där vattnet kan renas innan det leds vidare till ledningen. Om ett krossdike anläggs kan ytan göras körbar. Ytan som totalt behövs är 200 m^2 och föreslås anläggas i anslutning till

dagvattenbrunnarna efter ytterligare utredning. Att anlägga växtbäddar på den ensidiga parkeringen skapar en större variation i område och ökar möjligheterna för biologisk mångfald. Att anlägga och drifta dessa växtbäddar kostar cirka 330 000 kr/kg fosfor och år.

Figur 22. Parkering längs Nybohovsgränd med stödmur och dagvattenbrunn. Foto: Sofia Åkerman 2017-05-04.

Figur 23. Avrinning och dagvattenbrunnar i område 1. Växtbäddar eller krossdiken anläggs i anslutning till befintliga dagvattenbrunnar.

12.4 Åtgärd 7 a & b, skärmbassäng i den östra delen

I tidigare utredningar i samband med ansökningarna om miljömiljardspengar togs förslag fram på att anlägga en skärmbassäng i den östra delen av sjön vid utloppet från deltillrinningsområde 1. Till följd av motstånd från exploateringskontoret som ansåg att en alltför stor del av vattenytan togs i anspråk, anlades den aldrig. I samband med förslaget om skärmbassängen togs även förslag fram om att bygga ett underjordiskt magasin i Trekantsparken som alternativ till skärmbassängen. Detta ansågs vara för dyrt i förhållande till nyttan och magasinet byggdes heller aldrig (Stockholm Vatten, 2009). Till följd av åtgärdsbehovet och att en stor del av sjöns tillrinnande dagvattenflöde kan omhändertas i en skärmbassäng har en sådan lösning återigen utretts i nuvarande projekt. Åtgärden beskrivs nedan i två möjliga alternativ.

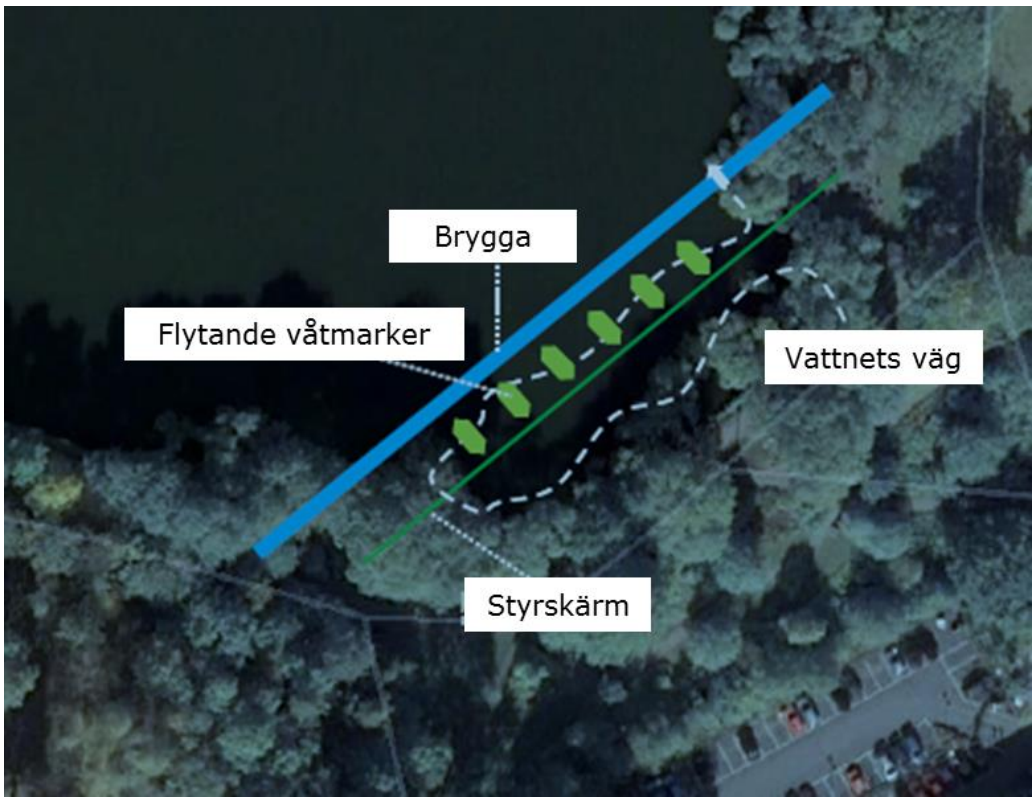
12.4.1 Åtgärd 7a, deltillrinningsområde 1

Deltillrinningsområde 1 är 18 ha stort och den reducerade arenan är 8 ha. En rimlig yta på en skärmbassäng bedöms vara 1200-1600 m^2, beräknat utifrån 1,5-2 % av den reducerade yta. Se en skiss på utformningen i Figur 24. Kostnaden för att anlägga skärmbassängen är uppskattad till 1 650 000 kronor av ett företag som anlägger skärmbassänger. Av de 15 kg fosfor som tillförs from området renas drygt 8 kg fosfor bort med 55 % reningsgrad. Kostnaden per kilo fosfor beräknas vara 13 000 kr under 25 år i investeringskostnad och 26 000 kr om även driftskostnaden läggs på. Kostnaden är betydligt lägre än att anlägga växtbäddar, se tabell 16.

12.4.2 Åtgärd 7b, deltillrinningsområde 1 & 4

Det finns även en möjlighet att rena dagvattnet från deltillrinningsområde 4 i den nya skärmbassängen, åtgärden benämns 7b. Det kan ske genom att en ledning läggs på botten av sjön från utloppet av deltillrinningsområde 4 till placeringen av den föreslagna skärmbassängen. Den sträckan är cirka 120 meter. För den befintliga skärmbassängen har deltillrinningsområde 6 letts till skärmbassängen på det sättet, se avsnitt 7.5. Arean för deltillrinningsområde 4 är 6,7 ha och den reducerade arean 3,9 ha. Totalt har område 1 och 4 en reducerad area på knappt 12 ha. Beräknat ytbehov för skärmbassängen är utifrån 1,5 % 1800 m^2. En skärmbassäng är förhållandevis flexibel när det gäller storlek vilket innebär att den lätt kan göras något större. Mängden fosfor som tillförs skärmbassängen är 20,6 kg. Om 55 % renas bort innebär det att mängden fosfor till Trekanten minskar med drygt 11 kg. Jämfört med åtgärd 7a blir det en viss ökning av anläggningskostnaden i och med ledningsdragningen och totalsumman per kg fosfor blir ungefär densamma och uppskattas till cirka 28 000 kr/kg fosfor och år.

Den föreslagna skärmbassängen ökar tillgänglighet till vattenytan av Trekanten, via ett möjligt promenadstråk på bassängens ytterskärm. Åtgärden bedöms vara mycket kostnadseffektiv med hänsyn till avskiljning av föroreningar. En nackdel är att sjöyta tas i anspråk.



Figur 24. Föreslagen utformning av en skärmbassäng i den östra delen av sjön, åtgärd 7a och 7b.

12.5 Rening med de olika åtgärderna

Beräkningar har gjorts av vilka föroreningsmängder som renas med olika åtgärder och redovisas i Tabell 14. Om ovanstående växtbäddar för parkeringar anläggs kan 1,3 kg fosfor renas bort. Av föreslagna åtgärder är det enbart med hjälp av en skärmbassäng i sjöns östra del som kadmium och benso(a)pyren bedöms kunna avskiljas till den betinget för att nå ner till MKN i sedimenten uppnås. Övriga åtgärder bedöms inte, varken enskilt eller tillsammans, kunna avskilja nämnda två ämnen till den grad att god status uppnås.

Tabell 14. Åtgärdsförslagens beräknade minskning av näringsämnen och ett antal föroreningar samt det beräknade betinget för att MKN ska uppnås

Åtgärdsförslag	**P**	**N**	**Pb**	**Cu**	**Zn**	**Cd**	**Hg**	**SS**	**BaP**
	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
1	4,5	17	0,33	0,40	2,40	0,017	7,2E-04	1582	0,0015
2	0,052	0,35	0,020	0,019	0,10	0,00038	5,9E-05	110	3,9E-05
3	0,72	2,5	0,15	0,26	2,3	0,0018	1,7E-04	498	1,9E-04
4	0,23	2,0	0,024	0,059	0,36	0,00065	0,00014	157	4,1E-05
5	0,13	0,87	0,051	0,048	0,25	0,00096	0,00015	274	9,7E-05
6	0,14	0,94	0,055	0,052	0,27	0,0010	0,00016	295	0,00010
7a	8,2	33	0,8	1,0	4,7	0,034	0,00066	3957	0,0028
7b	11	46	1,1	1,4	6,5	0,049	0,00094	5673	0,0038
Beting för att nå MKN	**0/18***	**0**	**0**	**0**	**0**	**0,044**	**0**	**0**	**0,0032**

*18 kg ifall dricksvattentillförseln upphör

12.5.1 Avskiljning av övriga ämnen som god kemisk status inte uppnås för

Med tanke på den stora osäkerheten i belastningsdata, försök till betingberäkningar samt dagvattenåtgärders avskiljningseffekt för ämnena antracen, flouranten, naftalen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylen och tributyltennföreningar har avskiljningen av dessa enbart beräknats för åtgärdsförslag 7b, Tabell 15. Förslaget innebär att hela tillrinningsområdets dagvatten, förutom vatten som avrinner diffust över markytor, genomgår någon form av rening. Beräkningen, som bör ses som mycket osäker, visar att skärmbassängen är långt ifrån tillräcklig för att avskilja nämnda problemämnen till den grad att MKN uppnås i sjöns sediment. Då skärmbassängen är den åtgärden som bedöms kunna ge störst effekt av de olika förslagen och den ändå inte kan ta bort tillräckligt mycket av den beräknade belastningen har inga beräkningar gjorts för övriga åtgärders avskiljning. Observera att data för varken belastning, avskiljningseffekt eller beting bedöms vara säkra nog för att kunna fatta beslut om åtgärder för dessa ämnen.

Tabell 15. Åtgärdsförslag 7b:s avskiljningseffekt för de ämnen där belastningen är med osäker samt beting för att nå MKN. Observera att data för varken belastning, avskiljningseffekt eller beting bedöms vara säker nog för att kunna fatta beslut om åtgärder för dessa ämnen

Åtgärdsförslag	**ANT**	**FLUO**	**NAP**	**BbF**	**BkF**	**BgP**	**TBT**
	g/år	g/år	g/år	g/år	g/år	g/år	g/år
7b	0,78	5,6	4,1	8,7	2,2	4,6	1,1
Beting för att nå MKN	**1,8**	**5,7**	**0**	**13**	**3,4**	**7,4**	**1,2**

12.6 Kostnader

12.6.1 Växtbäddar

Kostnaden för att rena dagvattnet i växtbäddar har gjorts med följande förutsättningar. Mängden fosfor som renas bort har beräknats utifrån reningsgraden 65 %. Ytan på växtbädden har beräknats utifrån att den ska omhänderta 20 mm regn och att 0,3 meter vatten kan vara stående på ytan. Kostnaden att anlägga växtbäddar har utifrån en kostnadsberäkning för Stockholm stad 2016-04-11 antagits vara 3200 kr/m^2. Som jämförelse kan anges att en normal plantering kostar cirka 1500 kr/m^2 att anlägga. Avskrivningstiden har i beräkningar av årskostnad och kostnadseffektivitet satts till 25 år. Skötselkostanden är utifrån samma rapport om kostnadsberäkningar uppskattad till 25 kr/m^2 och år. Det ger en kostnad på cirka 340 000 kr per renat kilo fosfor och år för växtbäddar från parkeringar. Dagvattnet från Södertäljevägen är betydligt mer förorenat och därför blir kostanden per kg renad fosfor lägre cirka 100 000 kr/kg.

Tabell 16. Kostnaden för att anlägga de olika åtgärdsförslagen, skötselkostnad samt årlig kostnad per kilo avskiljd fosfor.

		Parkering		Södertäljevägen	Parkering	Parkering	Skärmbassäng	Skärmbassäng
	Torrdamm	Trekantsparken	Södertäljev.	Ramp	Nybohov	Nybohovsgr.	Del omr. 1	Del omr. 1+4
Förslag	1	2	3	4	5	6	7a	7b
yta (ha)	0,06	0,0075	0,03	0,024	0,019	0,02	0,12	0,18
Investering	600 000 kr	240 000 kr	960 000 kr	768 000 kr	608 000 kr	640 000 kr	1 650 000 kr	2 850 000 kr
Kalkylränta	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%
Drift (kr/år)	72 000 kr	1 875 kr	7 500 kr	6 000 kr	4 750 kr	5 000 kr	99 000 kr	126 000 kr
Avskrivningstid (år)	25	25	25	25	25	25	25	25
Markanläggningar								
Maskinell utrustning	20	20	20	20	20	20	20	20
Årskostnad	110 000 kr	17 000 kr	69 000 kr	55 000 kr	44 000 kr	46 000 kr	205 000 kr	308 000 kr
Avskilda kg P	4,5	0,05	0,7	0,23	0,13	0,14	8	11
Årskostnad/avskiljd kg P	24 400 kr	340 000 kr	98 600 kr	239 100 kr	338 500 kr	328 600 kr	25 600 kr	28 000 kr

12.6.2 Torr damm, åtgärd 1

En schablonmässig investeringskostnad på 1 Mkr per 1000 m^2 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. På den föreslagna platsen för torrdammen finns det i nuläget inga uppgifter om att det skulle vara förorenade massor. En kostnad på 1 Mkr per 1000 m^2 bedöms med råge rymma kostnader för hantering av rena fall B-massor (borttransport) och en "normal" gestaltningsambition. Om det är möjligt med lokal massbalans är en rimlig kostnadsnivå snarare 0,5 Mkr per 1000 m^2. Det finns inga avloppsledningar på den föreslagna platsen, men det kan finnas andra ledningar som behöver läggas om

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^2 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/m2 år räknat på anläggningens totala yta. Den delen av driftkostnaderna som baseras på anläggningarnas storlek är därmed 45 kr/m^2 år. Därtill räknas för varje anläggning en fast kostnad för periodisk tillsyn, reparationer och material på 45 000 kr/år, vilket bland annat omfattar besök på platsen ca 4 gånger per år. Kostnadseffektiviteten har beräknats genom att slå ut beräknad kostnad på förväntad avskild mängd fosfor.

Med en uppskattad dammyta på maximalt 600 m^2 innebär det en investeringskostnad på 600 000 kr. Med rening av 4,5 kg fosfor, blir kostnaden för föreslagen torrdamm 24 500 kr/kg fosfor och år.

12.6.3 Skärmbassäng i den östra delen

Kostnaden för att anlägga skärmbassängen är uppskattad till 1 650 000 kronor av ett företag som anlägger skärmbassänger. Av de 15 kg fosfor som tillförs renas drygt 8 kg fosfor bort med 55 % reningsgrad. Kostnaden per kilo fosfor 13 000 kronor under 25 år i investeringskostnad och 26 000 kronor om även driftskostnaden läggs på.

För att även ansluta delavrinningsområde 4 behöver en sjöförlagd ledning läggas. Den cirka 120 meter långa ledningen beräknas kosta 10 000 kr / meter inklusive material och anläggning. Det ger en total kostnad på 1200 000 kr. I hopslaget med kostnaden för skärmbasängen och rening av totalt 11 kg fosfor blir årskostnaden per avskiljd mängd fosfor 28 000 kr/ kg.

12.6.4 Förbättring av befintlig skärmbassäng

Skärmbassängen, se avsnitt 7.5, har en bra funktion med en försedimenteringsdel och en efterföljande bassäng. I den efterföljande bassängen går vattnet dock rakt igenom utan att hela ytan utnyttjas. Detta skulle kunna åtgärdas genom att 2–3 stycken ytterligare skärmar sätts upp i bassängen, se Figur 8. Det tvingar vattnet att gå en längre väg och den hydrauliska effektiviteten blir betydligt bättre. Ett kostnadsförslag, från samma företag som byggde den ursprungliga skärmbassägen (Järven-Ecotech), för att anlägga dessa så kallade styrskärmar är 161 500 kronor. Vår bedömning är att denna åtgärd skulle öka reningseffekten från 50 till 70 % och därmed rena bort ytterligare 2 kg fosfor. Kostnaden per kg fosfor beräknat på 25 år är cirka 5000 kr, vilket är en låg kostnad per kg.

12.6.5 Kontroll av skärmbassäng

För att se hur mycket sediment som har ackumulerats i skärmbassängen är det bra att loda av hur mycket sediment som finns i bassängen. Det är lämpligt att inspektera skärmarna så att de inte är skadade på något vis.

I samband med genomförande av föreslagen förbättring kan företaget även utföra en inspektion av befintlig skärmbassängsduk. Ett protokoll överlämnas där anläggningens status framgår. Kostnad för det är 29 650 SEK. Även en bedömning av sedimentvolymen i dammen kan göras. Samt ett enklare flockningsförsök på sedimentet för att klargöra sedimentets förmåga att avvattna. Ett protokoll överlämnas där sedimentvolym och provpunkter framgår. Kostnad: 18 750 SEK.

12.7 Övriga åtgärder

12.7.1 Öppna upp utloppet

I dagsläget går Trekantens utlopp till Mälaren via en ledning. När Mälaren står högre än Trekanten har det visat sig att fiskar kan vandra in, vilket har lett till att Trekanten nu har för många fiskarter än den bör ha enligt bedömning av EQR8. Om utloppet byggs om, i en planerad detaljplan i anslutning till utloppet, kan en ”fiskfabrik” skapas i Trekanten, vilket kan gynna Mälarens fiskbestånd. Trekanten är värdefull då det finns bättre lekmöjligheter där, jämfört med Mälaren. Risvasar och andra artificiella strukturer bör läggas ut som gynnar lek, Sportfiskarna 2016.

Denna ombyggnation är förhållandevis omfattande och kan genomföras i samband med att området närmast utloppet till Mälaren planläggs och byggs om.

12.7.2 Fisk och kräftor

Åtgärder för att uppnå god status för fisk är inte självklara i och med att bedömningsgrunderna inte lämpar sig för denna typ av sjö. Exempelvis borde antalet arter minska, vilket inte är aktuellt i och med att god biodiversitet är något positivt. Put and take-fisket räknas inte in i statusklassningen. För att underlätta för de som fiskar föreslås att bottenvegetationen rensas vid bryggorna och att vegetationen röjs på några sträckor.

Tidigare har det funnits mycket signalkräftor i Trekanten, men för ett antal år sedan försvann de plötsligt. Kräftfisket efterfrågas och förslagsvis bör det utredas vad som hände och hur kräftfisket kan återfås. Det är i nuläget inte tillåtet att plantera ut signalkräftor. Kräftorna betar på vegetationen vilket minskar den.

12.7.3 Skötsel av parkmarken

Knäckepilarna som kantar sjön har potentiellt en positiv påverkan genom att ge skugga, död ved och genom att skapa vasar (som kan vara ett lämpligt leksubstrat). Nackdelen med träd kring sjön är att det upplevs av besökare som mindre attraktivt än mer renodlad parkmiljö, samt att det resulterar i färre fiskeplatser.

Skötselplanen för Trekantsparken skulle framöver kunna modifieras för att gynna arbetet med MKN. Vilka växter och träd som bör finnas, hantera intressekonflikter mellan fisk och rekreation (”fiskeluckor” bland träd) samt att motverka asfaltering av exempelvis gångvägar.

Vid behov skulle mer intensiva skötselplaner kunna tas fram, enligt Robert Lilja.

12.7.4 Dumpningar i vattnet

Ett förslag är att vidare undersöka vilka gamla synder som finns, ytterligare dumpningar än de som hittats för exempelvis färgburkar föreslås undersökas och inventeras med dykare. Avlägsna eventuellt dumpat avfall från botten om det bedöms vara kostnadsmässigt rimligt i förhållande till miljönyttan.

12.7.5 Snöupplag

Det finns ett område som används som snöupplag som ligger på gränsen av Trekanten tillrinningsområde i nordväst. Vid snösmältning lakas partiklar och metaller ut. Det bör bland annat utredas vidare om föroreningarna fastläggs på gräsytan eller leds via ledningar till Trekanten eller annan recipient.

12.7.6 Förbättring av befintlig skärmbassäng

Genom att 2–3 stycken ytterligare skärmar sätts upp i bassängen tvingas vattnet att gå en längre väg och den hydrauliska effektiviteten blir betydligt bättre, Figur 8. Åtgärden bedöms kunna öka reningseffekten från 50 till 70 % och därmed rena bort ytterligare 2 kg fosfor. Åtgärden och dess kostnader har beskrivits mer utförligt i avsnitt 12.6.4.

12.7.7 Dagvatten från busstorget

Vid Liljeholmstorget finns ett busstorg under tak. Brunnar samlar upp regn- och smältvatten från fordon samt eventuella oljespill som därefter leds vidare mot Trekanten. För att minska föroreningsbelastningen på sjön bör brunnarna kopplas om och istället ledas till spillvattennätet då det handlar om spillvatten och inte dagvatten.

12.7.8 Information

Runt omkring Trekanten är det mycket människor som rör sig och boende i området är måna om sin sjö. Det vore därför bra att sätta upp informationsskyltar som berättar om Trekanten, exempelvis dess status, åtgärder som genomförts, åtgärder som planeras och vad boende kan göra för att förbättra statusen i sjön. Information om vilka växter och djur som finns i sjön kan också vara intressant. Det är mycket barn från förskolor och skolor som rör sig runt sjön och på någon plats borde informationen vända sig speciellt till barn. Där vore det också önskvärt att kunna komma nära vattnet för att undersöka det och titta ned i sjön med exempelvis en vattenkikare.

12.8 Åtgärder vid ny- och ombyggnad

Vid framtagandet av nya detaljplaner inom tillrinningsområdet är det viktigt att frågan om dagvatten tas med i ett tidigt skede för att säkerställa att ytor reserveras för att omhänderta dagvattnet. Riktlinjer för hållbar dagvattenhantering i Stockholm har tagits fram och finns på Stockholm Vatten och Avfalls hemsida.

Det föreslås att kommunen 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 växtbäddar 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. Ett exempel är genomsläpplig beläggning med ett underliggande magasin.

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*[1] med en kapacitet om minst 20 mm magasinsvolym (2 m^3/1000 m^2) bedöms tillförseln av fosfor via dagvatten kunna minska med 50 % eller mer.

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 miljökvalitet blir en sådan ansats än mer ohållbar) måste detta långsiktiga arbete kombineras med mer kortsiktigt resultatinriktade 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 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.

12.8.1 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 miljökvalitetsnormerna inom utsatt tid.

[1] Med genomgående avses att samtliga bebyggda eller hårdgjorda ytor inom området ansluts till en magasinvolym om minst 20 mm.

12.9 Kunskapshöjande åtgärder

12.9.1 Provtagningar

En ny provtagning av sediment har gjorts under våren 2017. Resultatet har inte sammanställts vid tidpunkten för denna rapport. En förnyad provtagning av bottenfauna vore önskvärt för att se hur och om bottenfaunan har utvecklats efter fällningen av bottensedimentet.

Förutom att mäta halter av miljögifter i vatten och sediment kan det vara av intresse att även mäta detta i fisk/biota i sjön.

De särskilt förorenande ämnena i vatten bör mätas för att få kunskap om ifall de överskrids.

12.9.2 Redovisning av gjorda provtagningar till vattenmyndigheten

Det finns ett stort antal provtagningar som är gjorda för olika parametrar vilka inte är redovisade i VISS. Det rekommenderas att data lämnas in till datavärdar.

13 Åtgärdsförslag som idag ej är aktuella

Nedan beskrivs några förslag som har diskuterats under framtagandet av underlaget, men som i nuläget inte anses aktuella att genomföra. Med ändrade förutsättningar kan de eventuellt bli aktuella framöver.

13.1 Takdagvatten

Dagvattnet från de flesta tak avleds direkt till Trekanten. Dagvattnet skulle istället kunna infiltrera i marken genom att koppla loss stuprören och avleda vattnet på ytan. Flera gårdar runt Liljeholmstorget är byggda på bjälklag där takdagvattnet kan behövas för vegetation på gården. I husen på Nybohov, byggda i slutet 50-talet och början 60-talet, syns inga stuprör på utsidan av husen, troligen går de inne i husen. Att avleda takdagvatten medför ingen omfattande rening av dagvattnet i och med att det vattnet är förhållandevis rent. Det är positivt att det kommer vatten till Trekanten, som inte är alltför förorenat, för att inte minska omsättningen i sjön. Därför prioriteras i nuläget andra föreslagna åtgärder än att göra modifieringar gällande takdagvatten i befintlig miljö.

13.2 Muddring av sediment

Under lång tid har det tillförts föroreningar till Trekanten som har samlats på botten i sedimentet. Äldre sediment begravs av nyare sediment. Det sker ständigt ett flöde av ämnen mellan sedimentet och vattenmassan. För att minska detta flöde är ett alternativ att ta bort det befintliga sedimentet i Trekanten. Det har inte utretts närmare i detta underlag på grund av att det har ansetts orimligt att göra i nuläget. Med ändrade förutsättningar kan det komma att ändras och vara aktuellt framöver.

14 Sammanfattning och prioritering av åtgärderna

Även om det i nuläget inte finns något beting för fosfor bör på sikt åtgärder i tillrinningsområdet genomföras för att säkerställa att sjöns fosforhalter i framtiden inte ökar. I nuläget kommer det mest fosfor, 15 kg, från deltillrinningsområde 1 vilket utgörs av bostadsområdet Nybohov, Liljeholmens centrum samt delar av Södertäljevägen. Allt dagvatten från övriga områden genomgår någon form av rening, bortsett från område 4 öster om sjön samt från den mark närmast sjön där vatten avrinner diffust. Då det är svårt att göra punktåtgärder för diffust avrinnande dagvatten har fokus i arbetet med åtgärdsförslag därför legat på område 1 och 4. I de föreslagna åtgärderna avskiljs både fosfor och andra prioriterade ämnen. För att rena dagvattnet från dessa områden har ett antal åtgärdsförslag tagits fram och prioriterats enligt följande. De sammanfattas också i en tabell i bilaga 8.

1. Torrdamm - markbädd nedanför Nybohov i deltillrinningsområde 1. Rening av dagvatten från delar av deltillrinningsområde 1 föreslås ske i en torr damm med markbädd intill Södertäljevägen. I den skulle cirka 4,5 kg fosfor årligen kunna avskiljas till en kostnad av cirka 24 500 kr/kg P och år med avskrivningstid på 25 år.
2. Förbättring av befintlig skärmbassäng. Dagvattnet från de västra och norra delarna av tillrinningsområdet renas idag i en skärmbassäng. Den föreslås göras ännu mer effektiv med hjälp av två till tre flödesstyrande skärmväggar, vilka bedöms kunna minska tillförseln av fosfor till den övriga sjön med cirka 2 kg per år. Kostnaden beräknas uppgå till 5 000 kr/kg fosfor med avskrivningstid på 25 år.
3. Skärmbassäng i sjöns östra del. Ett kostnadseffektivt sätt att rena allt dagvatten från deltillrinningsområde 1 är att en skärmbassäng anläggs i den östra delen av sjön. Om en sjöförlagd ledning läggs från dagvattenutloppet för deltillrinningsområde 4 till skärmbassängen kan även det områdets dagvatten renas. Skärmbassängen beräknas kunna avskilja 55 % av inkommande fosfor, vilket ger att 8 kg fosfor årligen avskiljs från deltillrinningsområde 1 och 3 kg årligen avskiljs från deltillrinningsområde 4. Kostnaden för skärmbassängen och ledningen ger en årskostnad på cirka 25 000 kr/kg fosfor.
4. Växtbäddar intill Södertäljevägen. En del av dagvattnet från den kraftigt trafikerade Södertäljevägen avrinner till Trekanten. Dagvattnet från vägen, liksom dess avfart bedöms kunna renas i växtbäddar. Kostnaden för växtbäddarna för Södertäljevägen beräknas uppgå till cirka 100 000 kr/kg P och år utslaget på 25 år. För att omhänderta vatten från vägens avfart beräknas en växtbädds kostnad vara 240 000 kr/kg P och år med avskrivningstid på 25 år.
5. Växtbädd intill parkering i Trekantsparken. Parkeringens dagvatten bedöms kunna renas i en växtbädd, vilken beräknas kunna minska den årliga fosforbelastningen med 0,05 kg. Kostnaden för växtbädden beräknas uppgå till cirka 340 000 kr/kg P och år med avskrivningstid på 25 år.
6. Växtbäddar för dagvatten från två privata parkeringar i tillrinningsområde 1. Om båda parkeringarna åtgärdas beräknas den årliga fosforbelastningen minska med

cirka 0,27 kg till en kostnad av cirka 330 000 kr/kg P och år med avskrivningstid på 25 år.

Av nämnda åtgärder är det enbart med hjälp av en skärmbassäng i sjöns östra del som kadmium och benso(a)pyren bedöms kunna avskiljas till den grad att god kemisk status uppnås. Övriga åtgärder bedöms inte, varken enskilt eller tillsammans, kunna avskilja nämnda två ämnen till den grad att god status uppnås. För övriga problemämnen som påverkar den kemiska statusen bedöms varken data för belastning eller åtgärders avskiljningsgrad vara tillräckligt säkra för att kunna dra slutsatser om åtgärdernas effekt. De provtagningar som har gjorts i sedimentet gjordes före och i samband med att den befintliga skärmbassängen anlades. Både effekten av skärmbassängen och eventuella framtida åtgärder bedöms leda till att ett allt ”renare” sediment byggs upp ovanpå sjöns befintliga sediment och att föroreningshalterna därför successivt bör minska.

15 Referenser

15.1 Skriftliga

ALcontrol Laboratories och SLU, 2017. Undersökning av läckagebenägen fosfor i sediment i vattenförekomster inom Stockholms stad.

Borg H., Johansson K, 1989. Metal fluxes to Swedish forest lakes. Naturvårdsverket. Solna 1989.

CIT Urban Water Management AB, april 2008, Åtgärder för att minska tillförseln av föroreningar med dagvatten till sjön Trekanten, Stockholm

Geosigma AB, 2007. Översiktlig miljöteknisk undersökning av sju strandnära platser i Stockholms innerstad. Gokall-Norman, K. och Nilsson, G.

German, J., and Svensson, G., 2002. The relation between stormwater and sediment quality in stormwater ponds. In: Streacker, EW and Huber WC. Proceedings of the 9th international conference on urban drainage "Global solutions for urban drainage", Portland, Oregon, USA. September 8–19, 2002.

HaV, 2015. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2015:4. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.

Huser, B.J., 2015. Longevity and effectiveness of aluminium addition to reduce sediment phosphorous release and restore lake water quality. Water Research.

Naturvatten, 2011. Aluminiumdos för Trekantens sediment. Rapport 2011:13. Emil Rydin.

Naturvatten 2014, Vattenvegetation i Stockholms stad, Rapport 2014:24 Anna Gustafsson.

Naturvårdsverket, 1996. Föroreningar i deponier och mark-Ämnens spridning och omvandling. Rapport 4473.

Naturvårdsverket, 2007. Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. REMISSVERSION 2007-10-19.

Naturvårdverket, 2009. Hur fosforbindningen i Östersjöns bottensediment kan förstärkas. Rapport 5914.

Naturvårdsverket, 2012. Metaller i sediment. Handledning för miljöövervakning. Version 1:1, 2012-08-06.

Pelagia Miljökonsult AB 2014-03-05, Växtplankton – Stockholms miljöförvaltning 2013 Analysrapport till Eurofins Environment AB, Peder Larsson

Pelagia Nature & Environment AB 2017-08-28, Växtplankton Mälarsnitt och småsjöar 2013-2015 Analysrapport till Eurofins Environment AB, Chatarina Karlsson

Pelagia Miljökonsult AB 2015-01-20, Bottenfaunaundersökningar i Trekanten 2011-2013, Mats Uppman.

Pettersson, T. 1999. Storm water ponds for pollution reduction. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola.

Pramsten, J. 2010. Avskiljningsförmåga hos dagvattendammar i relation till dammvolym, bräddflöde och inkommande föroreningshalt. VATTEN 66:99-111. Lund.

SGU, 2011. Metaller och miljögifter i sediment - inom Stockholms stad och Stockholms län 2007. Länsstyrelsen i Stockholms län rapport 2011:19. Cato, I., Apler, A.

Sportfiskarna 2014-11-14. Standardiserat nätprovfiske i Trekanten, Råcksta Träsk och Lillsjön 2014, Tobias Fränstam.

Sportfiskarna 2017-02-13, Standardiserat nätprovfiske i Trekanten, Flaten och Lillsjön 2016, John Karki.

Stadsbyggnadskontoret, 2011. Detaljplan för område vid Nybohovsbacken, del av Liljeholmen 1:1 m.fl. Planbeskrivning för Dp 2008-01165-54. Stockholm.

Stadsbyggnadskontoret, 2013. Detaljplan för område vid Lövholmsvägen intill Gröndals kyrka, del av Liljeholmen 1:1 mfl i stadsdelen Gröndal. Planbeskrivning för Dp 2011-14481. Stockholm.

Stadsbyggnadskontoret, 2016. Planbeskrivning - Ändring genom tillägg till 43 detaljplaner för avloppsledning från Eolshäll till Sickla S-T. Samrådshandling för Dp 2015- 19085, 2016-09-12. Stockholm.

Stockholms stad, Miljöförvaltningen, med flera, 2000. Trekanten. Faktaunderlag – Vattenprogram för Stockholm 2000.

Stockholms stad, 2009-02-03, Slutrapport för projekt inom Miljömiljarden, B129 Trekanten, förlängning av dagvattenledning.

Stockholm stad, 2015. Dagvattenstrategi – Stockholms väg till hållbar dagvattenhantering. Antagen 2015-03-09.

Stockholms stad, 2016-04-11, Kostnadsberäkningar av exempellösningar för dagvatten, WRS Jonas Andersson och Sofia Åkerman

Stockholm Vatten, 2009, Trekanten rening av dagvatten slutrapport B 128, Christer Lännergren.

Stockholm Vatten, 2010. Samrådsunderlag - Aluminiumbehandling av bottensedimenten i sjön Trekanten. Diarienr. 10SV1110.

Stockholm Vatten och Eurofins 2011-01-26, Bottenfauna i Trekantens sublitoral 1980-10-22 – 2005-09-28, Anders Stehn.

Stockholm Vatten (2015). PM - beräkningsmetodik för föroreningsbelastning utifrån ny markanvändningskarta och tillrinningsområden

Sveriges Nationalatlas (SNA), 1994. Berg och jord. SGU.

SVU, 2012. NOS-dagvatten - Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmsskommuner. Svenskt Vatten AB. (VA-Forsk; 2012–2). Andersson, J., Owenius, S. & Stråe, D

Sweco, 2010. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten. Larm, T. och Pirard, J.

Trafikverket, 2016. Anläggningsbeskrivning - Trekanten Oljeavskiljare AB+28582. Joakim Börefelt 2016-04-05.

U.S. Department of Health and Human Services, 1995. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Welch, E. B. and Cooke, D. G., 1999. Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum. Lake Res. Man. 15: 5–27.

Vollenweider and Kerekes, OECD Management model, 1982

WSP Environmental, 2006. Markundersökning av historiskt förorenade områden. Ask, I. och Nilsson, Ö.

WRS, 2015. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken. RAPPORT nr 2015-0874-A. Stråe, D, Gustafsson, A., van der Nat, D., Rydin, E., Lindqvist, U., Andersson, J., Åkerman, S.

15.2 Internet

Miljöbarometern Stockholms stad om Trekanten
http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/trekanten/

Stockholm Vatten och Avfall, hemsida med Riktlinjer för hållbar dagvattenhantering.
http://www.stockholmvattenochavfall.se/dagvatten/

VISS Vatteninformationssystem Sverige, Trekanten
http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA69010885

15.3 Muntliga /mail

Auday Pules, Projektledare - Komplexa anläggningar Trafikverket. Kontakt angående oljeavskiljaren vid Essingeleden.

Jens Fagerberg, Stockholm vatten och avfall, mail 2017-11-10 med uppgifter om felkopplingar i tillrinningsområdet till avsnitt 7.8.

Robert Lilja, Parkingenjör/Landskapsingenjör Hägersten Liljeholmens stadsdelsförvaltning.