



Rapport 04-2005

Metod för bedömning av dagvattenutsläpp till sjöar i Stockholmsområdet

Agnetha Bergström



Civilingenjörsprogrammet Samhällsbyggnadsteknik

Institutionen för Samhällsbyggnad

Avdelningen för VA-teknik

Metod för bedömning av dagvattenutsläpp till sjöar i Stockholmsområdet

Method to appraise stormwater discharge to lakes in the Stockholm-area

Author:

Agnetha Bergström

Contact at Stockholm Water AB:

Henrik Alm

Supervisor & examiner at the University

Maria Viklander

Time & Place:

Division of Sanitary Engineering,

Department of Civil, Mining and Environmental Engineering at Luleå University of Technology in Luleå, Sweden.

Spring 2005

Förord

Denna rapport är resultatet av ett examensarbete utfört i samarbete mellan Stockholm Vatten AB och Luleå Tekniska Universitet, avdelningen för VA-teknik. Examensarbetet är den sista delen på civilingenjörsutbildningen Samhällsbyggnadsteknik med inriktning mot teknisk miljövård. I rapporten beskrivs ett tillvägagångssätt för att bedöma huruvida ett dagvatten bör renas innan det når recipient eller om det kan släppas ut orenat. Samma modell kan användas i strävan mot de mål om bevarande och förbättrande av vattenkvaliteten i sjöar, som satts i EG:s ramdirektiv för vatten.

Vid framtagandet av modellen har en referensgrupp bestående av; Henrik Alm, Knut Bennerstedt, Gunilla Lindgren, Christer Lännergren, samtliga Stockholm Vatten, Anders Lundin, Miljöförvaltningen, samt författaren själv, träffats tre gånger under processens gång.

Mina förväntningar och min syn på examensarbetet kan beskrivas med ett väl använt citat som någon klok människa en gång sa för första gången.

”Även en tusenmila vandring börjar med ett steg”

Detta är alltså det första steget på en lång vandring, förhoppningen är att det blev ett stort kliv i rätt riktning.

Min önskan är givetvis att detta examensarbete sporrar alla inom branschen och att det i framtiden kan leda till en komplett modell som både natur och samhälle ger sitt fulla godkännande.

Ett stort tack till min handledare Henrik Alm som har bistått med välbehövlig uppmuntran och klok vägledning. Tack till Knut Bennerstedt för att jag fick förtroendet att ta mig an denna högst intressanta uppgift.

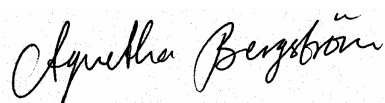
Övriga deltagare i referensgruppen skall ha ett stort tack för infallsvinklar och mycket hjälp under hela processen som de i högsta grad är en stor del utav.

Tack till min examinerare, Maria Viklander, i Luleå för stöd och tilltro.

Övriga Stockholm Vatten som bidragit med antingen hjälp och/eller sällskap skall också ha ett välförtjänt tack.

I övrigt vill jag gärna tacka de som står mig närmast utanför Stockholm Vattens tegelväggar, de som har varit mina största stöttepelare under denna tid, min familj och mina vänner.

Stockholm i maj 2005



Agnetha Bergström

Sammanfattning

I och med det nya ramdirektivet för vatten som trädde i kraft år 2000 kom frågor rörande dagvatten i fokus. Tillståndet i sjöar och vattendrag skall bevaras och förbättras inom en tidsperiod av 15 år. Ett av de absolut största hoten mot vattenmiljön är föroreningarna i dagvattnet. Med hjälp av olika lagar skall ett försök göras till att begränsa utsläppen av miljöfarliga ämnen med dagvattnet. Reningstekniker är under ständig utveckling och utredning. Stora problem har dock visat sig vara de olika föroreningarnas egenskaper vilka påverkar avskiljningsförmågan på olika sätt. Andra problem är att sätta gränser för tillåtna och otillåtna koncentrationer föroreningar i det tillrinnande dagvattnet, beroende på recipienternas vitt skilda tillstånd och förutsättningar.

En multikriterieanalys utvecklades för att kunna bedöma huruvida det aktuella dagvattnet skall genomgå rening innan utsläpp eller om det kan släppas ut obehandlat till mottagande recipient. För att ta hänsyn till de förutsättningar en sjö har, samt den nuvarande kvaliteten har en multikriterieanalys på fem vanliga föroreningar tagits fram. Grad av påverkan för de fem föroreningarna har bedömts utifrån recipientens omsättningstid och största djup samt dagvattnets mängd och halt.

Resultatet av analysen visar att dagvatten både från ett industriområde och från ett villaområde i vissa fall kan släppas ut helt obehandlat medan det till andra sjöar krävs rening av båda dagvattnen. Analysen ger även vägledning om hur vattnet renas med bästa effekt och vilken förorening som är av högst prioritet.

För enkelheten skull har flera förenklingar gjorts och en vidareutveckling av multikriterieanalysen skulle i framtiden kunna leda till en komplett modell för bedömning av dagvattnets föroreningsinnehåll.

Abstract

When the Water Frame Work came into force in the year 2000, issues about the stormwater were put in focus. The purpose is to improve and maintain today's conditions in lakes and streams in a time period of 15 years. One of the most threatening factors to the water environment is the stormwater. Using different laws, an attempt to reduce the pollution with the stormwater itself will be made. Different treatment-techniques are developed and investigated. The main problem is the differences in the character of the pollutants, which affects the separation ability.

Another problem with stormwater is to set limits for acceptable and unacceptable concentrations of, to the recipients, incoming water. This is because of the difference in the natures of the lakes and the surroundings.

With purpose to decide whether the specific stormwater can be discharged to recipient or if treatment is necessary, a multicriteria analysis has been undertaken.

Considering the conditions and the present quality of a lake, five common pollutants have been tested in the multicriteria analysis.

The impact, of the five pollutants, regarding the recipient's retention time, maximum depth and the stormwater's concentration and quantity has been appraised.

The result indicates that industrial-stormwater and stormwater coming from a residential area can in some cases be discharged into a lake without any treatment. Though, this depends on the nature of the receiving lake and the result could be that the water will need treatment before being discharged. The result also gives guidance in how to treat the stormwater most effectively and which pollutant that should have highest priority.

Because of the simplicity, several simplifications have been made and further developments of the multicriteria analysis could in the future give a complete model to appraise the pollutant content of the stormwater.

Innehållsförteckning

TERMINOLOGI.....	3
1. INLEDNING	5
1.1 DISPOSITION.....	5
1.2 SYFTE.....	5
1.3 METOD.....	5
1.4 AVGRÄNSNINGAR.....	6
2. BAKGRUND	7
2.1 AVLOPPSSYSTEMET.....	7
3. DAGVATTEN	9
3.1 KÄLLOR TILL FÖRORENINGAR.....	9
3.2 FÖRORENINGSTRANSPORT.....	10
3.2.1 <i>Snöhantering i Stockholm</i>	10
3.3 PÅVERKAN PÅ DJUR, VÄXTER OCH MÄNNISKOR.....	11
3.3.1 <i>Djur och växter</i>	11
3.3.2 <i>Människor</i>	11
4. AVRINNINGSSOMRÅDETS INVERKAN PÅ DAGVATTEN OCH RECIPIENT.....	13
4.1 MARKFÖRORENINGAR.....	13
4.2 GRUNDVATTEN.....	13
5. NORMER OCH REGLER GÄLLANDE DAGVATTEN.....	15
5.1 POLICY FÖR LOKALT OMHÄNDERTAGANDE AV DAGVATTEN I STOCKHOLM.....	15
5.1.1 <i>Dagvattenstrategi för Stockholm stad</i>	15
5.2 LAGAR OCH DIREKTIV.....	16
5.2.1 <i>EG: s ramdirektiv för vatten</i>	16
5.2.2 <i>Miljöbalken</i>	17
5.2.3 <i>Lag om allmänna vatten och avloppsanläggningar</i>	17
5.2.4 <i>Plan- och bygglagen</i>	18
5.3 SYSTEM FÖR MILJÖINFORMATION.....	18
6. FÖRORENINGAR	19
6.1 NÄRINGSÄMNEN.....	19
6.1.1 <i>Fosfor</i>	19
6.2 METALLER.....	20
6.2.1 <i>Koppar</i>	20
6.2.2 <i>Zink</i>	21
6.2.3 <i>Kadmium</i>	21
6.2.4 <i>Bly</i>	22
7. RENINGSANLÄGGNINGAR FÖR DAGVATTEN	23
8. UTVECKLING AV MULTIKRITERIEANALYS.....	25
8.1 PÅVERKANSAKTORER.....	26
8.2 GRADERING.....	27
8.2.1 <i>Koncentration</i>	28
8.2.2 <i>Mängd förorening</i>	32
8.2.3 <i>Omsättningstid</i>	34
8.2.4 <i>Sjödjup</i>	36
8.3 INBÖRDES BETYDELSE.....	37
9. BEDÖMNING AV UTSLÄPP TILL RECIPIENTER	39
9.1 FALLSTUDIE.....	39
9.1.1 <i>Analys av Räcksta Träsk</i>	40

9.1.2 <i>Analys av Judarn</i>	43
9.1.3 <i>Analys av Flaten</i>	46
9.1.4 <i>Magelungen</i>	49
10. RESULTAT OCH DISKUSSION	55
11. SLUTSATS OCH FORTSATTA STUDIER	57
REFERENSER	59
SKRIFTLIGA	59
ELEKTRONISKA	60
MUNTLIGA	61
BILAGOR	63

Terminologi

Bräddning	Utsläpp av avloppsvatten/dagvatten vid överflöd i exempelvis ledningssystemen.
De Geermorän	årsmorän, ändmorän med en årsrytmisk uppbyggnad, bildad vid kanten av en glaciär eller inlandsis under avsmältningsskedet (Nationalencyklopedin, 2005)
ESKO	Ekologisk särskilt känsliga områden
Gnejs	En av de vanligaste bergarterna i jordskorpan. Fin till medelkornig. Består främst av mineralen fältspat, kvarts och glimmer. (Brood et al 1998)
Granit	En av de vanligaste bergarterna i jordskorpan. Finkornig med huvudmineral kalifältspat, kvarts, glimmer, oligoklas. (Brood et al 1998)
Kvävefixerande växter	Växter som kan nyttja luftens kväve för tillväxt. De kan fixera kvävet i luften.
Lakvatten	Vätska som efter att ha varit i kontakt med avfallet lämnar en deponi eller som innehålls i en deponi.(SFS 2001:512)
Lokalt/regionalt skyddsvärda arter (L/R skv)	Arter som bidrar till att förtydliga bilden av den biologiska mångfalden inom Stockholmsområdet.
MCA	Multikriterie analys
NVV	Naturvårdsverket
PAH	Polyaromatiska kolväten
PCB	Polyklorerade bifenyler
Perkolat	Rörelse genom porösa lager, ex vatten som rör sig nedåt genom marken via porerna.
Rödlistade arter	Arter som i olika grad klassats som hotade, sällsynta eller hänsynskrävande på en nationell nivå.
Tillrinningsvatten	Det vatten som har sitt utlopp i en viss recipient.
Tillrinningsområde	Det område från vilket vatten kommer till en viss recipient.
TS	Torrsubstans, mängd icke flyktiga beståndsdelar i t.ex. vatten
TSS	Totalt suspenderat material (eng. Total suspended solids)
Skiktning	När vatten med ex olika temperatur bildar lager eller skikt i vattenmassan.
SVAB	Stockholm Vatten AB
Svavelväte	Giftig gas som bildas vid sjöbottnar med total syrebrist

1. Inledning

1.1 Disposition

Kapitel 1 definierar syftet med rapporten och klargör begränsningarna för arbetet. Därefter kommer i kapitel 2 lite bakgrundsinformation om hur sjöarna i Stockholm uppstod och om ledningssystemet i staden. Vidare i kapitel 3 beskrivs dagvatten, dess källor och hur de påverkar levande organismer. Kapitel 4 tar upp hur avrinningsområdet kan påverka dagvattnet och framförallt mottagande recipient och kapitel 5 behandlar olika arbetsformer som gäller för dagvatten. De olika föroreningarna som dagvattnet skall bedömas med avseende på, beskrivs i kapitel 6, och kapitel 7 är en sammanfattning av olika dagvattenreningsanläggningar. Multikriterieanalysen och tillvägagångssättet vid bedömningen av dagvatten förklaras i kapitel 8 som följs åt av en fallstudie i kapitel 9 där bedömningen av två olika dagvatten till fyra olika sjöar har skett. Resultatet presenteras tillsammans med slutsatser i kapitel 10. Rapporten avslutas med en diskussion och idéer om fortsatta studier.

1.2 Syfte

Dagvattnet har i alla tider orsakat problem i olika omfattningar för både miljö och samhälle. Ofta har lösningarna varit av de enklare och mindre genomtänkta slagen. På senare år har dagvattnet dock hamnat i fokus mycket på grund av det nya ramdirektivet som antogs 2000 och som ställer krav på att medlemsländerna skall bevara eller förbättra kvaliteten i Europas sjöar. Ett steg i den riktningen är att ta hand om dagvattnet och rena det. Reningen är dessutom ett krav enligt Miljöbalken. Tyvärr är många dagvattenreningsanläggningar både dyra att anlägga och i drift och vid orimliga förhållanden kan reningskravet undgås. Eftersom målet med direktivet är att vattenkvaliteten skall bevaras eller förbättras är det ultimata att angripa det vatten som ger det största negativa bidraget till sjön, under förutsättning att det är genomförbart.

Syftet med det här arbetet har varit att finna en metod för att bedöma utsläpp av dagvatten. Eftersom olika recipients tillstånd varierar och då även följderna av ett utsläpp, var avsikten att ta hänsyn till den specifika recipientens nuvarande vattenkvalitet beträffande mängder och halter samt avgöra på vilket sätt och i vilken grad ett utsläpp påverkar recipientens vattenkvalitet. Målet var att metoden skall ge en fingervisning om hur man skall kunna uppfylla vattendirektivets målsättning om bevarande och förbättrande av vattenkvaliteten och därigenom bestämma om en viss föroreningshalt kan accepteras för utsläpp till recipient eller om vattnet behöver genomgå rening för att målsättningen skall uppnås.

1.3 Metod

Den metod som har använts är multikriterieanalys, vilken är en metod som idag kan används och används i olika beslutsfattande på alla olika nivåer i samhället, såväl vid politiska beslut som vid middagsbordet. Innan arbetet med multikriterieanalysen påbörjades gjordes en litteraturstudie över Stockholm, dess sjöar och förutsättningar. Även en litteraturstudie om dagvatten och reningen av det utfördes. Multikriterieanalysen utfördes sedan i flera steg och mer om alla dessa återfinns i kapitel 8.

1.4 Avgränsningar

Arbetet har avgränsats att gälla sjöar och inte alla slags recipienter för dagvatten. Sjöar och vattendrag påverkar och tar hand om föroreningar på olika sätt varpå den senare har uteslutits från modellen. Tilläggas skall att fokus har legat på sjöar inom Stockholmsområdet.

Hänsyn till ekologiskt särskilt känsliga områden, s.k. ESKO, har ej tagits med i modellen.

Detsamma gäller för nationalstadsparker och nationalparker.

2. Bakgrund

De dominerande bergarterna i Stockholmsområdet är gnejs och granit.

Den kuperade terrängen i Stockholm uppstod som en konsekvens av bildningen av skandinaviska bergskedjan och Alperna för 50-150 miljoner år sedan. De sprickor och förkastningar som bildades slipades sedan under efterföljande istider.

Som minne efter den senaste istiden, som slutade för ca 10 000 år sedan finns förutom de många sjöarna i Stockholm, som uppstod som ett resultat av landhöjningen, ett flertal rullstensåsar. Dessutom återfinns ett antal så kallade De Geermoräner som är av riksintresse för naturvården. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Antalet sjöar i Stockholmsområdet kan för en oinvidg anses vara många men faktum är att för ca 150-200 år sedan fanns det betydligt fler (Miljöförvaltningen et al, 2000). En del av denna reduktion kan förklaras med landhöjningen men främst beror den på antropogen påverkan i form av torrläggning och sjösänkning på grund av nyexploatering. Detta har lett till att några sjöar nu har blivit vikar istället. Av samma anledning är flera av de sjöar som finns kvar idag också sänkta. Sammanlagt är det nu kvar 12 sjöar och tre mindre dammar inom och på Stockholm kommuns gränser bortsett från Mälaren och Saltsjön, se figur 1.

Västerort	Tyresåns sjösystem
Råcksta Träsk	Magelungen
Judarn	Drevviken
Kyrksjön	Flaten
Lillsjön	
Djurgården	Nacka
Laduviken	Ältasjön
Lappkärret (D)	Sicklasjön
Spegeldammen (D)	
Isbladskärret (D)	Övriga
	Långsjön
	Trekanten

Figur 1. Sjöar och dammar i och på Stockholms gränser. Dammarna är märkta med D.
(Miljöförvaltningen et al, 2000)

Alla dessa sjöars tillrinningsvatten härstammar i olika stora andelar från grönytor, koloniområden, villaområden, flerfamiljshus samt centrum- och industriområden. Beroende på bl.a. dessa ytors typ och storlek tillförs recipienten olika stora mängder och halter av föroreningar. I vilken grad dessa föroreningar påverkar recipienten beror på en rad olika egenskaper hos den mottagande recipienten varav de viktiga är skillnader i; recipientens djup, vattenomsättning, näringsinnehåll och begränsande näringsämne. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

2.1 Avloppssystemet

På 1870-talet introducerades de moderna avloppsledningarna för första gången i Stockholm. Det var ett system där samma ledning skulle föra bort både dag- och avloppsvatten, ett s.k. kombinerat ledningssystem. Fördelarna med kombinerade ledningssystem är att också

dagvattnet går till reningsverken istället för att det släpps ut obehandlat. Tyvärr minskar på detta sätt den naturliga tillrinningen till sjöar och vattendrag eftersom vattnet leds bort från dess egentliga plats. En annan mycket viktig nackdel med kombinerat system är att stora regnmängder och snösmältningstider leder till bräddning av vattnet. Då släpps inte bara obehandlat dagvatten fritt ut till naturen utan även avloppsvatten. Bräddningen tillsammans med det faktum att avloppsvatten förr släpptes ut obehandlat till recipienterna är en av förklaringarna till de höga halterna näringsämnen som återfinns i sjöarna idag (Gatu- och fastighetskontoret et al, 2001 (2)).

Det kombinerade ledningssystemet byggdes ut fram till 1950-talet varefter man började använda ett duplikatsystem istället. Ett duplicerat ledningssystem innebär en ledning för avloppsvatten och en för dagvatten (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Idag är ungefär hälften av det befintliga ledningssystemet i Stockholm duplikat. Under normala driftförhållanden bräddas omkring 0,3 Mm³ avloppsvatten (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Sammanlagt finns det 300 bräddningspunkter i det kombinerade systemet varav 250 står i direkt kontakt till recipient via ledning. Det är främst Mälaren och Saltsjön som får ta emot det bräddade avloppsvattnet. Driftstörningar och planerade arbeten som leder till ökad bräddning skall rapporteras till Miljöförvaltningen. Stockholm Vatten AB lämnar också en sammanställning på ovan inträffade händelser till Miljöförvaltningen årligen (Miljöförvaltningen et al, 2000).

3. Dagvatten

Dagvatten har ingen tydlig definition i lagen. Stockholms stad har därför gjort en egen definition av dagvatten: Dagvatten är ytavrinnande regn-, spol-, och smältvatten som rinner på hårdgjorda ytor eller på genomsläpplig mark via diken eller ledningar till recipienter (sjöar och vattendrag) eller reningsverk (Stockholm Stad, 2002). På naturliga marker i skogen eller på ängar renas vattnet genom perkolations ned igenom jordlagren och når så småningom grundvattnet. I och med exploateringen som har skett och fortfarande sker minskar andelarna gröna ytor och de hårdgjorda ytorna tar allt mer plats i samhället. Detta gör att vattnets naturliga vägar i många fall skärs av, avrinning från hårdgjorda ytor ökar och belastningen på nuvarande ledningsnät ökar. De hårdgjorda ytorna består till största delen av tak och vägar. När det regnar tar vattnet först med sig föroreningar som finns i luften och sedan följer tungmetaller och petroleumprodukter med från vägarna där bilarna är den största källan till föroreningar.

Dagvattnet leds antingen ut till recipienter helt orenat eller till reningsverken. Dagvatten som leds orenat till sjöar och/eller vattendrag påverkar föroreningsbelastningen på botten först och främst (Miljöförvaltningen et al, 2000). Analyser visar att det har varit ett stort tillskott av metaller och organiska miljögifter under 1900-talet. Lyckligtvis har det noterats en minskning de senaste 10-20 åren

Cirka hälften av dagvattnet i Stockholm leds till avloppsreningsverken där processerna kan hämmas samtidigt som den naturliga tillrinningen till sjöar och vattendrag reduceras, vilket dessutom medför ökad känslighet för föroreningar i recipienten.

Dessa problem har uppmärksammats och i *Vattenprogram för Stockholm – sjöar och vattendrag, 1995-1999*, framhävdes det att kunskapen om dagvattnets kvalitet behövde utökas. Sedan dess har undersökningar gjorts på dagvattnet och idag finns också ett antal reningsanläggningar för rening av dagvattnet.

I reningsverken renas ca 90 % av metallerna bort och hamnar i slammet. Att metallerna hamnar i slammet är bra för reningen av vattnet men dålig för den framtida fosforåtervinningen då halterna föroreningar i slammet inte får bli för höga för att slammet skall kunna användas som jordförbättringsmedel. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

3.1 Källor till föroreningar

Det bästa sättet att snabbt nå en förbättring av föroreningsinnehållet i dagvatten är att angripa och försöka kontrollera källan, under förutsättning att man vet vilken den är. När källan är eliminerad, eller under uppsikt är det de diffusa utsläppen som utgör de stora problemen. De diffusa utsläppen såsom luftföroreningar, trafik och byggnadsmaterial är dessutom betydligt svårare att få bukt med.

Trots att mycket stora mängder luftburna metaller och svavel kommer från utlandet påverkar våra egna utsläpp mycket. Det har minskningen av svavel efter övergången till svavelfattig eldningsolja om inte annat visat då den indirekt lett till minskad korrosion av metaller. Även minskningen av bly i luftnedfall vid övergången till blyfri bensin, som är den största uppmätta minskningen, visar hur våra egna utsläpp påverkar föroreningsmängden i dagvatten. Trafiken är dock fortfarande den största källan till föroreningar i dagvattnet (Miljöförvaltningen et al, 2000). Dagvatten från vägar innehåller ofta stora mängder föroreningar, exempelvis PAH, polycykliska aromatiska kolväten, som är giftiga och

svårnedbrytbara organiska föreningar. De olika föroreningarna kommer från bilavgaser, drivmedel, smörjmedel, korrosion av fordon (ex. zink), slitage av däck, bromsbelägg (ex. koppar), vägar och halkbekämpningsmedel.

En tydlig korrelation mellan trafikintensitet och ökade mängder föroreningar har dessutom noterats (Gatu- och fastighetskontoret et al (2), 2001).

Koppar och zink, som inte kan brytas ned i naturen, finns på byggnaders utsida samt på stolpar i städerna. Genom korrosion frigörs metallerna och återfinns tillslut i recipientens olika delar. Kadmium är en mycket farlig metall som samhället lyckats minska utsläppen av genom att bl.a. förbjuda användningen av kadmium som pigment, som stabilisator i t.ex. plast och vid ytbehandling (Stockholm Vatten AB, 2005). Efter förbudet noterades en omedelbar sänkning av kadmium i dagvattnet men än återfinns metallen i det till sjöarna tillrinnande vattnet, varpå de förzinkade ytorna i städerna tros var en av orsakerna eftersom kadmium är en följeslagare till zink.

Mer lokala aktiviteter som påverkar dagvattenkvaliteten negativt är biltvätt utförd utanför bilvårdsanläggningarna, urin och fekalier från djur, gödsling och vedeldning i villapannor mm.

3.2 Föroreningstransport

Föroreningarna i dagvattnet och recipienten beror på tillrinningområdets markanvändning. Man brukar ofta dela in markanvändningen i olika klasser så som gles och tät stenstad, industriområden, villaområden, odlad mark och naturmark, varpå områdena ges schablonmässiga värden vad gäller föroreningsinnehållet. Dessa schablonvärden används sedan vid beräkningar av föroreningsbelastningar. På grund av svårigheterna att mäta halter i dagvatten till följd av varierande flöden och halter, vilket dessutom är dyrt, finns relativt lite värden på dagvattnets föroreningsinnehåll och helt tillförlitliga schablonvärden blir svåra att bestämma.

För att få ökad förståelse för hur tungmetallinnehållet i dagvatten påverkar recipienterna har Naturvårdsverket under åren 1996-1999 undersökt metallhalterna i sjövattnet, sedimenten och fisklevrar istället för i tillrinningsvattnet. Undersökningen är sedan kompletterad med en kartering av markanvändningen i respektive tillrinningsområde för de undersökta sjöarna. Tillslut gjordes en statistisk jämförelse mellan metallhalterna och markanvändningen. Sammanfattningsvis gav detta ökad förståelse och nya kunskaper för metalltransporterna i dagvatten. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

3.2.1 Snöhantering i Stockholm

Förutom föroreningarnas transport med regnvattnet på vår, sommar och höst sker mycket föroreningstransport med snön. Cirka 16 % av den totala nederbörden kommer i form av snö. Snöflingorna har större specifik yta än vattendropparna och längre uppehållstid i luften. Båda dessa faktorer leder till högre koncentrationer av föroreningar i snö jämfört med regn. Därtill medför kallstartade bilar och ökad uppvärmning under vintern till ökad föroreningsbelastning. Saltningen av vintervägarna ökar också bl.a. tungmetallers löslighet. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Varje år är det i genomsnitt 600 000 m³ snö som körs bort i Stockholm. Av detta forslas 75 % till sjötippas, så som Riddarfjärden och Saltsjön. Ingen snö tippas dock i stadens mindre sjöar. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

3.3 Påverkan på djur, växter och människor

3.3.1 Djur och växter

Dagvattnet och recipientens kvalitet påverkar fiskebestånden i våra sjöar. I de sjöar i Stockholm som saknar direkt förbindelse med Mälaren finns en till åtta arter som kan fångas. I de mindre sjöarna dominerar mört- och karpfiskar. I Kyrksjön i Bromma finns bara rudan kvar efter tider av höga halter näringsämnen och låg vattenomsättning. I de lite större sjöarna som Magelungen och Drevviken kan man hitta betydligt fler arter. Det är viktigt att så långt som möjligt ha kvar blandningen av rov- och mörtfiskar eftersom dessa uppfyller olika önskemål som ställs både från recipientens sida och från den mänskliga.

De föroreningar som följer med dagvattnet leder på sikt till förhöjda halter i fiskarna, framförallt stationära rovfiskar och feta fiskar. Vandringsfisk påverkas inte på samma sätt av miljögifterna eftersom tillväxten sker i havet. I sjön Trekanten bedrivs s.k. put-and-take-fiske, vilket innebär att vuxna regnbågar och öringar planteras i sjön för att kunna fiskas upp. Dessa typer av fiskar, som blivit dit planterade drabbas också på ett mildrare sätt av miljögifter.

Dagvatten som spolat av vägar på föroreningar har ofta höga koncentrationer och när de slutligen når recipienterna kan de ge de vattenlevande organismerna en chock. Framförallt om det har ackumulerats föroreningar under transporten under en längre tid, kan höga momentanhalter uppstå. Liknande chock inträffar när snö tippas direkt i sjöarna, lyckligtvis är växter och djur mindre känsliga på vintern. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

3.3.2 Människor

I Stockholm finns 23 officiella badplatser som sköts av respektive stadsdelsförvaltning. Vattenkvaliteten kontrolleras regelbundet under sommarsäsongen av Miljöförvaltningen, och badplatsen kan då stängas om prov från tre vardagar på raken är otjänligt.

Badkvaliteten påverkas bl.a. av bakterier och Cercarier.

Bakterierna i vattnet kommer i stor grad från badande djur och från bräddning i ledningssystemen. Bakterier i vattnet tillförs även, om än i liten grad, med vanlig ytavrinning från gator jämte skog och parker. Kallsuppar av vatten med hög bakteriehalt kan medföra maginfektioner.

Cercarier är larver till sugmaskar, vars ägg utvecklas på sötvattensnäckor. Vanligtvis parasiterar Cercarier på fåglar där de tränger in genom huden och sedan utvecklas till maskar. Människor har allt för tjock hud för att Cercarierna skall kunna tränga in, men det hindrar dem inte från att försöka. Deras försök orsakar rodnad och klåda och utslagen som uppstår kan vara i upp till en vecka.

En annan ohälsosam vattenorganism är blågröna alger. En del av dessa alger kan under blomning och andra betingelser utveckla ett gift och benämns därför potentiellt toxiska. Giftet påverkar levern och det centrala nervsystemet och lindrigare symtom är illamående respektive ögon- och hudirritationer. Husdjur och vilda djur som dricker av vattnet kan blir mycket sjuka och till och med dö av förgiftning (Gatu- och fastighetskontoret, 2001 (2)). Under 1995-1999 undersöktes förekomsten av algen vid sex av de 23 badplatserna i Stockholm. I samtliga (Brunnsviken, Drevviken, Flaten, Långsjön, Magelungen och Trekanten) sex sjöar hittades potentiellt toxiska blågröna alger. En av orsakerna till algblomning tros vara sammansättningen av näringsämnen i sjön, i synnerhet höga halter fosfor i förhållande till kväve. När fosfor tillförs och rubbar kväve-fosforbalansen minskar flera algers utbredning på grund av underskottet av kväve som då uppstår. De blågröna algerna är en cyanobakterie och

kan genom kvävefixering förse sig med kväve och vinner då mark gentemot andra icke kvävefixerande alger.

4. Avrinningsområdets inverkan på dagvatten och recipient

Markanvändningen i det avrinnande området påverkar dagvattnet och recipientens kvalitet i stor utsträckning, se stycke 3.1 och 3.2. Sedimenten i en sjö ger ofta en bra bild över kemikalieanvändningen och de mänskliga aktiviteterna inom sjöns tillrinningsområde – även i ett historiskt perspektiv eftersom sedimenten ligger kvar och inte transporteras bort. Med hjälp av åldersbestämningen har man kunnat visa att tillförseln av föroreningar var som störst 1960-80, men att det efter det har minskat (Miljöförvaltningen et al, 2000). 1997 genomfördes en undersökning av Stockholms sediment med avseende på metaller, PAH (polyaromatiska kolväten), PCB (polyklorerade bifenyler) och totalkolväten. Högst koncentrationer hade Saltsjön och de lägsta halterna hade småsjöarna (Miljöförvaltningen et al, 2000). Skillnaden kan bero på att en del föroreningar i Saltsjön flockas då vattnet från Mälaren möts av det bräcka Östersjövattnet samt att de mindre sjöarna får ta emot betydligt mindre mängd förorenat stadsvatten. En annan sak som förstärker skillnaden mellan Saltsjön och de mindre sjöarnas föroreningsnivå är att det i de senare inte sker några utsläpp från reningsverk. De högsta av sjöarnas halter uppmättes i Trekanten, Lillsjön, Långsjön och Räcksta Träsk (Miljöförvaltningen et al, 2000). Mälaren har ungefär samma halter som de mindre sjöarna, men lokala skillnader finns dock. Än idag är det osäkert vilka effekter de förorenade sedimenten har på växter och djur. Bottenlevande djur har använts i försök att utreda detta och det visade sig att en mycket stor del av föroreningarna inte är biologiskt tillgängliga utan är fast bundna. Dessa studier ger dock inte information om de långsiktiga effekterna. Därtill skall tilläggas att det är de platsbundna förhållandena som exakt avgör hur skadliga de förorenade sedimenten är.

4.1 Markföroreningar

Förorenat byggmaterial har länge använts som utfyllnadsmassa. Problemet är att sådant som egentligen borde ha behandlats som farligt avfall nu orsakar läckage av miljöfarliga ämnen. Idag är det bara tillåtet att deponera rena schaktmassor inom kommunen. I ett avfallsupplag som inte är försett med någon form av tätskikt eller täcklager beräknas 44 % av bruttonederbörden bidra till lakvattenbildning (Miljöförvaltningen et al, 2000). Lakvattnet innehåller ofta tungmetaller och andra föroreningar som då kommer ut i grundvattnet och tillslut kan förorena närliggande recipient. Lakvattnet kan också spridas ut i naturen via det övre markskiktet.

4.2 Grundvatten

Undersökningar gjorda 1997 visar att grundvattnet i Stockholm har blivit starkt påverkat av industrier, avfallsupplag, trafik, byggnadsmaterial och olyckor som inträffat under stadens ca 700-åriga historia (Miljöförvaltningen et al, 2000). I minst en fjärdedel av proverna som togs fann man någon form av förorening; antingen förhöjda halter näringsämnen, bakterier som tyder på inverkan av avloppsvatten (fanns i mer än hälften av proverna), olja, bekämpningsmedel, tungmetaller eller PAH. Vad man däremot inte fann var PCB, Polyklorerade bifenyler. Stockholm tar sitt dricksvatten från Mälaren och en modellering av tungmetallflödena i tre mindre avrinningsområdena till Mälaren och Saltsjön visade att tungmetallhalterna i ytvattnet var relativt liten jämfört med de höga halterna i grundvatten. Föroreningen av Stockholms grundvatten är allvarlig och åtgärder behövs för att förhindra ytterligare försämring. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

5. Normer och regler gällande dagvatten

Arbetsformen för vattenvården i Stockholm bygger på samarbete mellan två eller flera kommuner eftersom många sjöars tillrinningsområde går över en eller flera kommungränser.

5.1 Policy för lokalt omhändertagande av dagvatten i Stockholm

Eftersom kvaliteten på recipienterna försämras både om fortsatt utsläpp sker och om vattnet leds bort var ett försök till lösning på problemet tvungen att tas fram. Stockholms policy för lokalt omhändertagande av dagvatten skapades 1994 och följer nedan.

Stockholms dagvattenpolicy:

- Vid lokalisering av bebyggelse ska hänsyn tas till den naturliga vattenbalansen.
- Dagvattnet ska i första hand omhändertas lokalt eller knytas till befintlig eller nyskapad våtmark eller vattendrag.
- Om förutsättningen för LOD, lokalt omhändertagande av dagvatten saknas ska vattenflödet utjämnas och fördröjas innan avledning sker till ledningsnätet eller till recipient.
- Inriktningen ska vara att dagvattnet från större trafikleder, högfrekventerade parkeringsplatser samt koppartak större än 1000 m² ska genomgå lokal behandling i reningsanläggning.

Policyns syfte är att den skall leda till att dagvattnet tas om hand så att inte störningar för miljö eller byggnader och anläggningar uppstår. Kostnaderna skall också tas i beaktning då de inte får nå orimligt höga nivåer. Om dagvattnet är mycket förorenat skall det inte utan rening omhändertas lokalt. Detta gäller främst dagvatten från strakt trafikerade vägar, större parkeringsytor, tätbebyggelse med koppartak, förzinkade material och PCB-fogar samt industriområden. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

5.1.1 Dagvattenstrategi för Stockholm stad

Dagvattenstrategin är en vidareutveckling av policyn och antogs av kommunfullmäktige den 7 oktober 2002 (Stockholm Stad, 2002).

Tanken med dagvattenstrategin är att den skall ge tydliga direktiv för hur olika aktörer ska agera för att regn- och smältvattnet på ett kostnadseffektivt sätt inte skall försämra miljön eller påverka människors säkerhet.

Tillvägagångssättet är att först och främst åtgärda källorna. Därefter skall dagvattnet tas om hand på ett sådant sätt att mark och sjöar kan tillföras så mycket vatten som möjligt utan att belastningen på sjön blir allt för stor. Om vattnet inte kan tas emot av recipienten i fråga skall det renas lokalt eller ledas om till andra mindre känsliga recipienter alternativt till avloppsreningsverk.

Metoderna för att driva igenom strategin är (Stockholm Stad, 2002):

- Myndighetsutövning med stöd av Miljöbalken, Plan- och Bygglagen, trafiklagar samt Va-lagen.
- Åtgärder i egna fastigheter, trafikplanläggningar, parker, och hus vid en nybebyggelse, större förändringar eller underhåll.

- Att ställa krav vid köp och skötsel av egna fordon och vid upphandling av entreprenörer med fordon.
- Ekonomiska styrmedel såsom Va-taxan.
- I avtal då staden säljer mark, upplåter tomträtt, eller arrenderar ut mark.
- Information till fastighetsägare, företag och allmänheten.

5.2 Lagar och direktiv

De lagar och direktiv gällande i Sverige som berör dagvattnet är framförallt; Miljöbalken, Plan- och bygglagen, Lagen om allmänna vatten och avloppsanläggningar och EG:s ramdirektiv för vatten.

5.2.1 EG: s ramdirektiv för vatten

EG: s ramdirektiv för vatten (vanligen och i fortsättningen bara kallat vattendirektivet) syftar till att bevara och förbättra vattenmiljön. Det huvudsakliga syftet är att uppnå ”god ekologisk status”. God ekologisk status innebär små störningar och liten avvikelse från de värden som normalt gäller för ytvattenförekomsten vid opåverkade förhållanden. Åtgärdsprogram för att uppnå god ekologisk status skall finnas 2009 (Miljömålsportalen, 2005).

Direktivet trädde i kraft år 2000 och 2015 skall medlemsstaterna genom att skydda, förbättra och återställa ha uppnått huvudsyftet. Det kan dock finnas skäl att under vissa förutsättningar göra undantag från kravet att hindra ytterligare försämring eller att uppnå god status.

Medlemsstaterna får under särskilda villkor inrikta sig på att uppnå mindre stränga miljömål än de som krävs för särskilda vattenförekomster när dessa är så påverkade av mänsklig verksamhet, eller när deras naturliga tillstånd är sådant att uppnåendet av dessa mål skulle vara omöjligt eller oproportionerligt dyra att uppfylla.

Vattendirektivet omfattar alla slags vatten (sjöar, vattendrag, grund- och kustvatten) förutom havsvatten. Direktivet kommer att försöka uppnås genom principer, riktlinjer och mål och det är upp till medlemsländerna att exakt bestämma hur de skall gå tillväga. Till skillnad mot förut kommer man att ta hänsyn till de naturliga vattendelningarna och dela in landets yta i vattendistrikt istället för att använda sig av administrativa gränser. Sverige har blivit indelat i fem olika distrikt, se figur 2. Detta innebär ett ökat samarbete mellan kommuner, län och i vissa fall även mellan medlemsländerna. Huvudansvaret kommer att ligga på en länsstyrelse inom det aktuella distriktet.(2000/60/EG)



Figur 2: Sveriges 5 vattendistrikt (Vattenportalen)

5.2.2 Miljöbalken

Man kan säga att miljöbalken är en sammanslagning av 15 andra lagar som upphörde att gälla när den nya lagen trädde i kraft den 1 januari 1999 (Naturvårdsverket (3)). Några av dessa 15 var naturvårdslagen, miljöskyddslagen, lagen om skötsel av jordbruksmark, renhållningslagen, hälsoskyddslagen, vattenlagen, lagen om kemiska produkter och miljöskadelagen. Många av bestämmelserna i miljöbalken behandlar miljöfarlig verksamhet, vattenverksamhet och råidigheten, men reglerna riktar sig inte bara mot verksamhetsutövaren utan det finns även bestämmelser för särskilda mark- eller vattenområden. Utsläpp av dagvatten klassas enligt 9 kap 1§-2§ som en miljöfarlig verksamhet.

Till regleringen av dagvatten tillkommer också de 15 miljö kvalitetsmålen som trädde i kraft i april 1999 (Miljöförvaltningen et al, 2000), se figur 3. Dessa skall fungera som ett komplement vid tillämpningen av miljöbalken. Målen konkretiserar de tillstånd i naturen och samhället som krävs för att nå en hållbar utveckling på lång sikt. Anpassningen till miljö kvalitetsmålen har länsstyrelserna och kommunerna det huvudsakliga ansvaret för, regeringen fick dock i uppgift att sätta upp olika delmål för att miljö kvalitetsmålen skall kunna uppnås. Detta gjordes hösten 2001 till våren 2002 och resulterade i sammanlagt 69 delmål (Miljöförvaltningen et al, 2000).



Figur 3: De 15 miljö kvalitetsmålen.

5.2.3 Lag om allmänna vatten och avloppsanläggningar

Lag om allmänna vatten och avloppsanläggningar kallas också lite förkortat VA-lagen och reglerar förhållandet mellan brukare och VA-huvudman. Till stor del handlar lagen om hur man ska lösa skadestandsfrågor och tvister, då huvudmannen oftast har monopol på vatten- och avloppsfrågor. Eftersom dagvatten i enlighet med miljöbalkens 9 kap 2§ klassas som avloppsvatten behandlar VA-lagen i mångt och mycket avledning av dagvattnet. Enligt VA-

lagen 8§ så är också huvudmannen, i Stockholm huvudsakligen Stockholm Vatten AB, ansvarig för att avloppsvatten (dagvatten) avleds på korrekt sätt.

5.2.4 Plan- och bygglagen

Plan- och bygglagen, PBL, reglerar planläggningen av mark och vatten, bebyggelse och anläggningar. Historiskt sett har inte vatten varit av lika stor vikt som användningen av mark vid planering och reglering av lagen, varpå vattnet mest har hanterats med avseende på exploatering i denna lag.

I 1 kap 3 § i PBL anges att varje kommun skall ha en aktuell översiktsplan för hela kommunen. Översiktsplanen (4 kap) skall ge en vägledning för hur man skall gå tillväga för att i största möjliga utsträckning bevara de grönområden som finns idag samt göra dessa mer tillgängliga. Planen är att man skall försöka använda redan exploaterade områden för att på så vis bevara den natur som kännetecknar Stockholm och påminner om de naturkrafter som en gång i tiden skapat dessa konstellationer (Stockholms stadsbyggnadskontor, 1998).

Sjöars och vattendrags vattenkvalitet skall förbättras dels genom att angripa källan, dels genom att sätta in åtgärder i tillrinningsområdet, innan dagvattnet nå recipienten.

Stockholms översiktsplan antogs i oktober 1999 av kommunfullmäktige där *Mälaren och Saltsjön med vikar, mindre sjöar och de allmänna farlederna ingår*.

PBL omfattar också detaljplanerna (5 kap) som reglerar markanvändningen inom kommunen.

5.3 System för miljöinformation

MONITOR är ett miljöinformationssystem som än idag är under utveckling, men som i framtiden är tänkt att bli ett viktigt redskap för miljövården. Både näringsliv och offentliga verksamheter skall kunna nyttja denna som beslutsunderlag. MONITOR kommer att innehålla information om de ämnen som orsakar miljöproblem och ska vägleda användare i hållbar riktning när det gäller produkter, processer och material. Det skall även gå att se var riskerna finns och vem som har ansvaret. Fram till idag finns inget system som på samma sätt som MONITOR kommer att beskriva sambandet mellan omsättning och miljö kvalitet.

(Miljöförvaltningen et al, 2000)

6. Föroreningar

Detta avsnitt skall ge ökad förståelse för vikten av att begränsa utsläppen av vissa utvalda ämnen. I kapitlet kommer endast de föroreningar som modellen skall testas på att tas upp. De dominerande källorna, påverkan på människor, djur och växter är sådant som behandlas i respektive avdelning.

6.1 Näringsämnen

Det av riksdagen beslutade miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning* lyder: *Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjlighet till allsidig användning av mark och vatten.* (Naturvårdsverket, 2004)

Fosfor är tillsammans med kväve det viktigaste näringsämnet. I sötvattenssjöar som detta arbete behandlar är fosfor oftast det begränsande näringsämnet (Larm, 1994). På grund av allt för stort tillskott av fosfor har det dock visat sig vara kväve som många gånger är hämmande. Därigenom är fosfor det viktigaste ämnet för övergödningen i sjöarna (Naturvårdsverket, 2004). Till miljö kvalitetsmålet, *Ingen övergödning*, finns fem delmål. Delmål 2 lyder enligt följande:

Fram till 2010 skall de svenska vattenburna utsläppen av fosforföreningar från mänsklig verksamhet till sjöar, vattendrag och kustvatten ha minskat kontinuerligt från 1995 års nivå (Naturvårdsverket, 2004).

6.1.1 Fosfor

Överskottet av fosfor i flertalet av Stockholmområdets sjöar härstammar inte enbart från det tillrinnande vattnet. Internbelastningen är en viktig faktor i sammanhanget. Internbelastning innebär att den till sedimenten bundna fosfor frigörs när det fria syret i vattnet tar slut. För mycket biomassa i en sjö leder på sikt till syrebrist, framförallt i bottenvattnet samt på vintern när det organiska materialet bryts ned. Ett annat resultat av syrebrist är svavelväte som är giftigt för allt högre liv.

Människan drabbas inte direkt av ökade fosforhalter, men däremot av giftiga cyanobakterier som vid överskott av fosfor tillvaratar luftens kväve, vilket få växter kan och därav konkurrerar cyanobakterierna ut andra alger. Giftet som en del blågröna alger, se stycke 3.3.2, producerar kan vid kallsupar medföra illamående, kräkningar, diarré och feber. Även hudreaktioner, ögonirritationer, öronvärk, ont i halsen och huvudvärk kan uppstå vid kontakt med giftet.

I övrigt kan övergödningen i början leda till ökad mångfald men i takt med bl.a. ökad grumlighet och försämrade syreförhållanden kommer artsammansättningen både förändras och förminskas.

Den största källan till fosfor beräknas vara naturlig i form av förmultnande växtmaterial och djurspillning. Undersökningar har dock visat att stora mängder fosfor kommer från trafiken och att den är relaterad till intensiteten. Man vet däremot inte vilken del av trafiken som ger upphov till fosfor. En annan mycket betydande källa till näringsämnen i sjöarna är industriområdena.

Därutöver bidrar även bräddning av avloppsvatten i kombinerade ledningar och koloniområdena med näringsämnen.

I Stockholms grundvatten har man funnit förhöjda halter näringsämnen i en tredjedel av provtagningspunkterna (Miljöförvaltningen et al, 2000).

6.2 Metaller

Metallers farlighet beror oftast på dess löslighet och i vilken form de förekommer. Metaller som är bundna till sediment eller partiklar utgör sällan någon direkt hotbild för biomassan i vatten och på land.

Deras löslighet påverkas bl.a. av pH, framförallt lågt pH ökar rörligheten på metaller.

Samband har också noterats mellan saltning av exempelvis vägar och ökade metallhalter.

Magnus Hallberg, doktorand, har i sitt arbete även funnit en tydlig korrelation mellan metallers total-halt och TS, torr substans, i dagvatten. Detta gällde för samtliga metaller förutom kadmium. Ett annat intressant förhållande Hallberg funnit var att ju högre den totala halten av metallen blev, desto mindre andel var löst.

Tungmetaller kan påverka sjöar med bl.a. eliminering av känsliga arter, bioackumulering i vissa arter och ur säkerhetsperspektiv för mänsklig konsumtion (Larm, 1994).

6.2.1 Koppar

Tungmetallen koppar har många egenskaper som gör att människan i alla tider har använt sig av den. Framförallt korrosionsbeständigheten och den goda värmeledningsförmågan gör att den idag påträffas i elektronisk utrustning, mässing, kablar, vattenledningar, byggnadsmaterial m.m.

Men koppar är inte bara en tungmetall utan även ett spårämne som är av stor vikt för växter, djur och människor. Otillräcklig koppartillförsel orsakar bristsjukdomar i större eller mindre omfattning. Samtidigt är överskott, ibland ett mycket litet, giftigt och särskilt för lägre och vattenlevande organismer (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999). Människan är relativt lyckligt lottad och drabbas sällan av svårare förgiftningar då förhöjda halter oftast leder till kräkningar (Markinfo, 2003).

Allt från ryggradslösa djur i våra sjöar och vattendrag till däggdjur och fåglar drabbas på olika sätt av förhöjda kopparhalter i sina system.

Innan koppars påverkan på organismerna var känd användes tungmetallen ibland för att bekämpa blågröna alger då metallen stör kväve metabolismen hos kvävefixerande växter.

Detta kan i vissa sjöar ha resulterat i de höga kopparhalterna som idag har uppmätts. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Stora punktkällor till höjda kopparhalter i naturen är idag sällsynta och nu handlar det främst om diffusa utsläpp i form av korrosion från framförallt gamla koppartak och fasader, båtbottnfärger och bromsbelägg.

När koppar släpps ut i marken binds den i stabila komplex och rörligheten blir därmed mycket begränsad. Trots lång uppehållstid i marken har höga halter koppar både i grundvattnet och i sedimenten uppmätts. Medianhalten i Stockholms grundvatten är 8,63 µg/l jämfört med hela Sveriges som är 0,84 µg/l. I tillrinningsområdet för Råcksta Träsk har till och med halter så höga som 67,2 µg/l uppmätts (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999).

Även i sedimenten, i Råcksta Träsk, på 2-4 cm djup visar höga halter koppar, 1 200 µg/g. Det är 60 gånger så mycket som bakgrundshalten. Medianhalten i sedimenten i Stockholm av koppar är upp till en tio gånger högre än bakgrundshalterna. (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999)

6.2.2 Zink

Zink har framställts i Europa sedan 1600-talet och det är ingen tvekan om zinkens värde som spårämne (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999). Zink ingår i flera hundra hormon- och enzymssystem i vår kropp och är därmed livsnödvändigt. Utan det kan människan få problem med exempelvis smak- och luktsinne, ökad känslighet för infektioner, minskad fruktsamhet, sämre tillväxt hos barn, sämre mörkerseende och håravfall (Zink Info Norden AB, 2004). Zinkens betydelse som miljöfarligt ämne i naturen diskuteras fram och tillbaka. Enligt Lars Landner och Lennart Lindeström i Miljöforskargruppen ligger idag det atmosfäriska nedfallet mycket nära den naturliga kretslopps-nivån och övergång till konstgödsel från stallgödsel har medfört att många jordar riskerar zinkbrist i framtiden. (Zink Info Norden AB, 2004)

För stora mängder zink kan givetvis ge giftsymtom, men när halterna zink i kroppen blir för höga sätts en avstötningmekanism igång, zinkfeber. Av denna anledning ackumuleras inte zink i människokroppen (Zink Info Norden AB, 2004).

Övriga däggdjur och fåglar är inte heller särskilt känsliga för zink. Däremot är vattenorganismer betydligt ömtåligare och då framförallt fiskar, men även djurplankton. Växterna reagerar också negativt på allt för höga zinkhalter.

Den zink som tillförs naturen på ej naturlig väg kommer från förzinkade ytor i utomhusmiljön, t.ex. tak. Zink finns även i mässing som används av avlopps- och vattensektorn samt av verkstadsindustrin. Dessutom används metallen i färger, däck, personbilar, pressgjutna produkter m.m.

Tvärt emot koppar som har lång uppehållstid i mark är zink en av de mest lätttrörliga metallerna i naturen. I marken där pH ofta är lågt är 90 % av zinken som fria joner (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999). Mängden zink i sjöarna beror på dess pH, temperatur och hårdhet. Lyckligtvis är Stockholms sjöar inte nämnvärt försurningspåverkade. Det är viktigt att komma ihåg att det är den lösta fraktionen zink som är biologiskt tillgänglig.

Om en sjö har höga halter zink behöver inte detta tolkas enbart som ett problem, trots att metallen kan förstärka koppars giftverkan på vattenorganismer (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999). Zink skyddar nämligen organismer mot skadliga upptag av andra ej essentiella metaller, framförallt kadmium och bly, men även kvicksilver tros få en mildrande effekt. (Zink Info Norden AB, 2004)

Medianhalten är 30,7 µg/l i Stockholms grundvatten och 17,0 µg/l i övriga landet. I grundvattnet i Drevvikens tillrinningsområde vid Nynäsvägen/McDonald's uppmättes så höga halter som 369 µg/l och i Beckomberga 252 µg/l. (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999)

Medianhalten i sedimenten i Stockholm är mer än 3,5 gånger större än bakgrundshalten som är 175 µg/g. En av sjöarna med högst halt är Trekanten med 1 800 µg/g på 2-4 cm sedimentdjup. (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999)

6.2.3 Kadmium

Kadmium är en av de farligaste metallerna som kretsar ute i naturen trots förbudet sedan 1982 (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999). Detta beror på att gamla produkter fortfarande används, diverse undantag från förbudet och införsel från utlandet. Dessutom finns kadmium i zink som förorening. Halten kadmium uppgår som mest till 1 % av zinkhalten

(Naturvårdsverket (3)). Under 1900-talet beräknas 41 % av det ackumulerade utvändigt exponerade kadmiumet ha kommit från förorenad zink (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999).

Både koppar och zink är skadliga i för stora mängder men samtidigt livsnödvändiga, det är inte kadmium. Kadmium påverkar lever och njure, bidrar med minskad fortplantningsförmåga och benskörhet i människokroppen där den dessutom lagras. Effekten på djuren är varierad, från njurproblem på hästar till död för sötvattensniglar. Metallen klassas dock ha låg giftverkan på fiskar, men kan vara dödlig vid högre koncentrationer. I växter tas kadmium upp lätt och än lättare vid låga pH-värden i marken.

Spridningen av kadmium till naturen sker via slam från reningsverk och deponier där batterier, stabilisatorer, pigment, och ytbehandlade produkter ofta hamnar till slut. Metallen sprids också till naturen genom konstgödsel eftersom kadmium är följeslagare till fosfater som finns i gödslet.

Kadmium sprids lätt och ofta långt, via luft, och dess rörlighet i moränmark är hög men begränsad i lermark. Metallen tas upp av växter, går genom näringskedjan och hamnar tillslut i högst upp i näringspyramiden hos toppkonsumenterna.

Medianhalten kadmium i landets grundvatten är 0,027 µg/l och i Stockholm är den 0,052 µg/l. I Sköndal i närheten till, och delvis inom, Drevvikens tillrinningsområde har 1,06 µg kadmium/l påträffats (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999).

I sedimenten är medianhalten i Stockholm 2,5 µg/g och bakgrundshalten är 0,4 µg/g TS (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999).

6.2.4 Bly

Bly är, liksom kadmium, inte till någon nytta för levande organismer, utan orsakar skada. Bly ackumuleras i biomassa och påverkar nervsystemet hos däggdjur och bedöms ha hög giftighet hos människor. Oorganiskt och organiskt bundet bly har dock helt olika giftverkan.

Förutom att bly påverkar nervsystemet kan det även ge upphov till njurskador, urinförgiftning, blodbrist och fosterskador.

På djur uppstår skador i form av reproduktionsstörningar, skellettmisbildningar och elakartade tumörer m.m. I mjukt vatten är bly mycket toxiskt mot fiskar.

Trädrötter kan ta upp blyjoner, men bly bildar även starka komplex i det organiska materialet i marken och är inte lika känsligt för försurning som kadmium. Blytransporten och lösligheten i marken beror därför på mängden lösliga organiska syror som bildas vid organisk nedbrytning.

Sedan övergången till blyfri bensin 1995 (Ekvall et al, 2001) kommer bidragen i stället främst från sänken, ammunition, Falu rödfärg och bromsbelägg (Miljöförvaltningen et al , 2000).

Den utan tvekan största delen av allt bly (kablar, blyfogar) i samhället ger inga nya tillskott till naturen.

Medianhalten i Sveriges grundvatten är 0,18 µg/l och i Stockholm 0,57 µg/l. Vid Sköndal har halter upp till 5,52 µg/l hittats i grundvattnet (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999).

Bly binds starkt till sediment i sjöar och graden av påverkan i sediment är inte känd.

Medianhalten i Stockholm är 220 µg/g och bakgrundshalten är 10µg/g TS (Gatu- och fastighetskontoret et al, 1999).

7. Reningsanläggningar för dagvatten

Huruvida dagvattnet behöver renas beror på dess föroreningsinnehåll samt tillståndet i recipienten. I Stockholm finns idag 162 stycken reningsanläggningar för dagvatten (Alm, 2005). Reningen sker vanligtvis genom sedimentation, infiltration eller filterteknik.

Antalet varianter reningsanläggningar är stort och för att göra bedömningen av anläggningarna lite lättare kan man dela in reningsanläggningarna som finns idag i olika grupper. I detta examensarbete har det valts att dela in dem i sex olika avdelningar.

➤ *Dammar och magasin*

Till denna kategori hör både våta och torra dammar i form av olika slags sedimenteringsmagasin och infiltrationsdammar.

Dammar har inte bara en renande effekt utan även en fördröjande. I USA och Europa används de flitigt för behandling av väg dagvatten (Larm, 1994).

Reningseffektiviteten varierar en hel del. TSS, totalt suspendera material, avskiljs till mellan 30 och 90 %, total-fosfor till 10-90 %, lösta näringsämnen avskiljs i en våt damm till mellan 40-80 % medan avskiljningen i en torr damm är låg. Metaller avskiljs i låg till måttligt hög nivå. (Larm, 1994)

➤ *Infiltrationsanläggningar*

Infiltrationsanläggningar omfattas av; infiltrationsmagasin, grönytor, öppna diken och permeabel asfalt. Dessa anläggningar infiltrerar och magasinerar.

I Sverige finns relativt lite data gällande infiltrationsanläggningarnas reningseffektivitet.

Olika undersökningar visar också på olika resultat. Gemensamt är dock att anläggningarna i regel har lätt för att avskilja partiklar. TSS har en avskiljning på 70-80 %.

Tungmetallreningen beror mycket på markens organiska halt och pH. Ofta handlar de om variationen 50-90 % avskiljning. Fosfor renas till 30-60 %. (Larm, 1994)

➤ *Perkolationsanläggningar*

Ledningsgravar och perkolationsmagasin som ofta förekommer i kombination tillhör denna typ av anläggning.

Båda dessa ligger under marken. Avskiljningen i dessa anläggningar domineras av suspenderat material, vilken är mycket bra (Larm, 1994).

➤ *Våtmarker*

Både naturliga och artificiella våtmarker är kända som bra behandlingsanläggningar för avloppsvatten och lakvatten från gruvor. Egentligen är de en form av fördröjningsanläggning men de har också förmågan att reducera föroreningsinnehållet i vattnet och används nu också som en reningsanläggning för dagvatten. I en rapport utgiven av Naturvårdsverket har reningseffekter för en våtmark med storleken 0,5-2 ha och samtidigt cirka 1 % av tillrinningsområdets hårdgjorda yta uppskattats till:

Tot-N: 18%, Tot-P: 45% (här antas att avskiljningen är likställd den för PO₄-P), Zn: 35%, Cu: 46%, Cd: 60%, Pb: 60%, TSS: 70% (Svensson et al, 2004).

➤ *Filteranläggningar*

De flesta filteranläggningarna fungerar i princip på liknande sätt. Vattnet samlas upp och leds genom en serie filterenheter där föroreningar adsorberas. Filtermaterialet går i många fall att anpassa efter föroreningsinnehållet i vattnet. Avskiljning upp till 90 % för fasta föreningar,

85 % för olja och fetter samt 91 % för lösta tungmetaller har uppmätts (Gatu- och fastighetskontoret et al (1), 2001). Problem med igensättning är dock vanlig i många av filteranläggningarna om inte dagvattnet först förbehandlas.

➤ *Övriga reningsanläggningar*

- Oljeavskiljare: Principen i en oljeavskiljare är att ämnen med olika densitet avskiljs på grund av gravitationen. Det finns flera olika varianter bl.a. gravitations-, lamell- och koalesensoljeavskiljare. Liksom för övriga anläggningar varierar reningseffektivitet, mycket beroende på hur anläggningen sköts. Enligt en undersökning gjord i Kanada kan resultat enligt följande uppnås; TSS: 50 %, olja och fett: 43 %, Zn: 39 %, Pb: 52 %, Cr: 42 % och Cu: 22 % men sämre resultat kan också göras gällande (Börjesson et al, 1999).
- Skärmbassänger: Denna anläggning innebär i stort sätt att man delar i en recipient/sjö i flera mindre med hjälp av länsar, skärmar och flytbryggor. Avskiljningen sker främst genom sedimentation. Tekniken är ny och dokumenterad reningseffekt har ej återfunnits.

Reningsgraden för tungmetaller och näringsämnen i anläggningarna varierar alltså en hel del. De i många fall oprecisa reningsgraderna i anläggningarna är en följd av att effektiviteten beror på utformningen av anordningen samt det faktum att framförallt många metaller förekommer i löst form i större utsträckning än näringsämnen. Den lösta fasen är mycket svårare att avskilja än den partikulära. Koppar, zink och kadmium är alla metaller som i stor grad tillförs recipienterna i löst form (Gatu- och fastighetskontoret et al (1), 2001). De osäkra avskiljningsgraderna för olika anläggningar beror också i stor utsträckning på varierande inflöde och mycket varierande koncentrationer i det inkommande dagvattnet från ett visst område. Flertalet anläggningar har visat högre kapacitet både gällande avskiljningen av metaller och av näringsämnen, men utredningarna är allt för få för att någon slutsats av dessa skall tas, varpå det går att finna bättre reningsgrader än de som rapporteras här.

I dagsläget efterfrågas en reningsanläggning som är billig både i drift och installation. Den ska ha hög reningsgrad av både partiklar och den lösta fasen. Därtill ska den helst inte ta för mycket ny plats i anspråk. Denna idealiska dagvattenreningsanläggning finns inte idag. Det den ena har saknar den andra.

Tabell 1 är en sammanställning över den bästa reningen och med vilken anläggning dessa avskiljningsgrader kan uppnås enligt ovan utförda litteraturstudie. Med stöd av Miljöbalken ska bästa möjliga teknik användas. Ofta handlar den bästa tekniken om dammar och våtmarker vilka kan blir en dyr investering. Avskiljningen kan anses optimistisk men de bedöms ändock som uppnåeliga mål då utveckling inom detta område ständigt sker. Reningshalter kan mycket väl om några år komma att betraktas som lättuppnåeliga till rimliga priser.

Tabell 1: Avskiljningsgrader för bästa reningsteknik avseende respektive förorening enligt litteraturstudien i kapitel 7.

Förorening	Avskiljningsteknik	Avskiljning
Fosfor	dammar	90 %
Koppar	våtmark	46 %
Bly	våtmark	60 %
Zink	oljeavskiljare	39 %
Kadmium	Våtmark	60 %

8. Utveckling av multikriterieanalys

Huvudkällan till stora delar av denna del av examensarbetet är; Dodgson, J., Red., *Multi Criteria Analysis: A Manual*, 2001. Det är personliga och referensgrupps-enliga översättningar från engelskan som gjorts för att de ska passa in i det användningsområde som multikriterieanalysen, MCAn, skall användas inom.

Det finns ett flertal varianter av multikriterieanalyser men gemensamt för samtliga är att de är ett hjälpmedel för att kunna hantera stora mängder data med komplex information. I många fall har beslutsfattare problem att hantera all information på ett konsekvent sätt och kunna sortera ut ett bästa alternativ eller lösning. I en sådan situation är multikriterieanalysen ett bra verktyg att använda. Beslutsfattaren skall inte överlåta ansvaret helt till MCAn utan modellen skall användas främst för att få en god överblick över de olika alternativens egenskaper och påverkan och användas som vägledning vid ett beslutstagande.

Vanligtvis används multikriterieanalyser för att rangordna olika alternativ eller förslag, eller för att ta fram ett bästa alternativ vid exempelvis en investering. Den kan även användas för att kort och gott skilja acceptabla från oacceptabla möjligheter.

De olika multikriterieanalyserna använder olika system för att bedöma vilket alternativ som är det bästa. Symboler är ett sätt att värdera de olika valmöjligheternas egenskaper och/eller konsekvenser, ofta används dock siffror. Vanligtvis viktas dessa siffror samman och ett viktat medelvärde fås, se ekvation 1 (Dodgson et al, 2001)

$$G_f = b_1 g_{f1} + b_2 g_{f2} + \dots + b_n g_{fn} = \sum_{PF=1}^n b_{PF} g_{fPF} \quad (\text{ekvation 1})$$

där

G = sammanställda graderingen av utsläppet av föroreningen f

g = den specifika påverkansfaktorns gradering med avseende på en viss förorening

PF = Påverkansfaktor

b_{PF} = inbördes betydelsen för den specifika påverkansfaktorn

f = förorening

Kärnan i modellen är så kallad ömsesidigt oberoende gradering. Detta innebär att graderingen av ett alternativ (i detta fall ett ämne) för en påverkansfaktor inte får vara beroende av graderingen för en annan påverkansfaktor för samma alternativ. Märk att det är absolut inte samma sak som att påverkansfaktorerna inte får ha ett statistiskt beroende eller vara korrelerade i verkligheten. Tvärtom kan påverkansfaktorer som är kopplade i verkligheten vara till fördel för modellens precision (Johansson, 2001).

Ett enkelt och snabbt sätt att kontrollera om graderingen av påverkansfaktorerna är ömsesidigt oberoende är att fråga följande fråga: - *Kan du gradera denna påverkansfaktor utan att veta gradering för en annan påverkansfaktor.*

Om svaret är ja så uppfylles kravet om ömsesidigt oberoende gradering.

För att multikriterieanalysen skall bli korrekt rekommenderas ett stegvis förfarande enligt följande (Dodgson et al, 2001).

1. Identifiera målet och referensgrupp (nyckelpersoner i beslutsfrågan)

Ett av målen med MCA är att kunna avgöra på vilket sätt och i vilken grad ett utsläpp påverkar recipientens vattenkvalitet. Ett annat mål är att MCA skall ge en fingervisning om hur man skall kunna uppfylla vattendirektivets målsättning om bevarande och förbättrande av vattenkvaliteten

Referensgruppen som bistått med sin expertis och ämnesspecifika kunskaper och erfarenheter består av: Henrik Alm (Utredningsingenjör, SVAB), Knut Bennerstedt (Utredningsingenjör SVAB), Gunilla Lindgren (Limnolog, SVAB), Christer Lännergren (Limnolog, SVAB), och Anders Lundin (Miljöförvaltningen).

2. Identifiera alternativen

Alternativen i denna MCA är de olika föroreningarna som skall utvärderas.

Viktiga ämnen som det i dag är stora problem med i Stockholms dagvatten är bl.a. fosfor, koppar, bly, zink och kadmium, varpå dessa har valts ut inom ramen för detta arbete.

3. Identifiera påverkansfaktorer.

En recipient eller som i det här fallet en sjös vattenkvalitet beror av flertalet faktorer. I samförstånd med referensgruppen har några av de viktigaste faktorerna valts ut, se avsnitt 8.1.

4. Gradera påverkansfaktorerna.

Påverkansfaktorerna kommer att graderas beroende på vilken påverkansfaktor är. Kriterierna för graderingen kommer att definieras närmare i 8.2.

Punkt 2, 3, och 4 begränsas i stor grad av tid och resurser i en multikriterieanalys.

5. Bestäm inbördes betydelse (eng. weighting)

De olika påverkansfaktorerna påverkar sjöns kvalitet olika mycket. Här gäller det att besluta vilken av påverkansfaktorerna som medför den största förändringen eller påverkan relativt de andra. Detta utreds närmare i avsnitt 8.3.

6. Kombinera den inbördes betydelsen med graderingen för att få en generell bedömning

7. Undersök resultatet

Hur ser den sammanvägda graderingen ut? På vilket sätt påverkar dagvattnet den tänkta recipienten och är detta acceptabelt? Vilka påverkansfaktorer kan komma att ändras över tiden?

8. Känslighetsanalys

Hur påverkar annan inbördes betydelse resultatet?

8.1 Påverkansfaktorer

En MCA kräver mycket arbete och tid och därför har fyra viktiga påverkansfaktorer valts ut av författaren, i samförstånd med referensgruppen. Dessa är omsättningstiden i sjön, mängden förorening, sjöns djup och koncentrationen på föroreningen i dagvattnet.

Om dagvattnet som tillförs i förhållande till sjön har mycket höga *koncentrationer* av skadliga ämnen som exempelvis metaller kan detta medför akuta effekter på de vattenlevande organismerna i utsläppsområdet, se avsnitt 6.2. *Koncentrationen* påverkar givetvis olika

beroende på recipientens nuvarande föroreningsinnehåll. Om halterna i sjön redan är toxiska får inte ett högkoncentrerat utsläpp samma följder som om förhållandena i sjön varit goda. Utan hänsyn till toxiska effekter så leder ju rent allmänt en högre halt jämfört med den i sjön nuvarande, om än ibland i mycket liten omfattning, till försämrande av kvaliteten vid ett tillfälligt utsläpp. Vid ett kontinuerligt utsläpp leder samma förhållande till att rening av det aktuella dagvattnet skulle leda till en förbättring av vattenkvaliteten samt att det orenade vattnet drar ned sjöns totala vattenkvalitet med avseende på den specifika föroreningen. Denna påverkansfaktor gäller endast metallerna i den här studien eftersom enbart koncentrationen av fosfor inte påverkar sjön akut så till vida inte mängden dagvatten är stor. Denna påverkan graderas under *Mängd förorening*. När det gäller metaller kan ju en del av sjöns djur- och växtliv påverkas toxiskt, varpå den anses som en viktig påverkansfaktor. Av denna anledning delades multikriterieanalysen upp i två, en för metaller och en för fosfor.

Även om det förorenade vattnet har betydligt högre halt än recipienten behöver inte sjöns kvalitet försämrats nämnvärt, eller ens mätbart om inte mängden kontaminerat vatten är tillräckligt stor. Detta leder oss in på en annan påverkansfaktor, *mängd förorening*, v_d/v_s , som anger hur stor mängd förorenat vatten (dagvatten), v_d , som kan tillföras recipienten i förhållande till sjöns totala vattenvolym, v_s , under dess omsättningstid för att kvaliteten skall bibehållas eller för att få en mätbar förändring.

Omsättningstiden beskriver hur fort vattenmassan i en sjö har bytts ut eller hur länge vattnet stannar i bassängen. Den är detsamma som volymen vatten, i exempelvis en sjö, dividerat med den totala tillrinningen i $m^3/år$. Denna påverkansfaktor har graderats olika beroende på om det gäller metaller eller fosfor.

Den fjärde påverkansfaktorn är *djupet* i sjön. Djupet i sjön påverkar hur känslig sjön är för igenväxning och skiktning av vattenmassa är en direkt konsekvens av maxdjupet.

8.2 Gradering

Det är i denna del som bedömningen av påverkansfaktorernas konsekvens med avseende på föroreningen som leds till sjön sker. Allmänt kan denna del se mycket olika ut från fall till fall beroende på vilken typ av MCA som används. I det här fallet används en så kallad kompensationsmultikriterieanalys, vilken innebär att låga betyg på ett kriterie har möjlighet att kompenseras av ett högt betyg på ett annat kriterie (Dodgson et al, 2001). Vid graderingen är det därför viktigt att hela tiden vara konsekvent så att inte graderingen 2 för ena påverkansfaktorn betyder en negativ påverkan och sedan för en annan påverkansfaktor betyder en positiv påverkan.

Ofta används en skala mellan 0 och 100 vid graderingen. Här har dock en femgradig skala använts dels på grund av den tid som varit tillgänglig till detta arbete och dels för att relatera till det gamla skolsystemet där en femma var alldeles utmärkt och en etta väldigt dåligt. Den generella bedömningen av dessa siffror ses i tabell 2, nästa sida.

Tabell 2: Betydelsen av de olika graderingssiffrorna.

Gradering	Innebörd
1	Påverkar sjöns kvalitet i mycket negativ bemärkelse
2	Påverkar sjöns kvalitet i negativ bemärkelse
3	Upprätthåller sjöns kvalitet
4	Påverkar sjöns kvalitet i positiv bemärkelse
5	Påverkar sjöns kvalitet i mycket positiv bemärkelse

8.2.1 Koncentration

Koncentrationen i det tillrinnande dagvattnet har graderats beroende på recipientens nuvarande kvalitet enligt Naturvårdsverkets klassificering, tabell 3. För att kunna sätta en grad på koncentrationen i dagvatten måste sjöns nuvarande kvalitet vara känd. Detta har gjorts eftersom målet som skall uppfyllas är att bevara eller förbättra kvaliteten. Om inte hänsyn tas till recipientens tillstånd kan inte detta mål uppfyllas.

Tabell 3: Naturvårdsverkets klassindelning av sjöar beroende på koncentrationen Cu (Naturvårdsveket (3)).

NATURVÅRDSVERKET'S KLASSNING AV SJÖAR					
Klass	1	2	3	4	5
Förklaring: Recipient med...	...mycket låg halt	...låg halt	...måttligt hög halt	...hög halt	...mycket hög halt
Vattnets konc. (µg/l)	<0,5	0,5-3	3-9	9-45	>45

Enligt tabell 2 skall graderingen 5 på dagvattnet vara till fördel för sjöns kvalitet, alltså inneha låga koncentrationer av föroreningen i förhållanden till recipientens koncentration. Detta innebär att Naturvårdsverkets klassningsskala omkastas vid klassificering av dagvattnets halter. För att dessutom kunna ta hänsyn till den nu gällande koncentrationen i sjön förskjuts klassningsskalan, exempel i tabell 4.

Tabell 4: Exempel på hur Cu-innehållande dagvattenutsläpp graderas (utan slutet max intervall)

TILL RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVVs klass 4 (9-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	-	>45	9-45	3-9	<3
TILL RECIPIENT med MÅTTLIGT HÖGA halter, dvs NVVs klass 3 (3-9µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	>45	9-45	3-9	0,5-3	<0,5

Det innebär att om mottagande recipient har en halt på 20 µg/l, alltså enligt Naturvårdsverket klassas som en sjö med höga halter, klass 4, så påverkas inte sjöns klassificering om man leder ett utsläpp med säg, 30 µg/l, till sjön. Dagvattnet kommer då att klassas som en trea enligt tabellen ovan och tillståndet i sjön bevaras, med avseende på Naturvårdsverkets

klassificering eftersom även om sjön skulle öka sin koncentration från 20 till 30 µg/l så skulle den fortfarande klassas som en sjö med höga halter enligt Naturvårdsverket.

Om Naturvårdsverkets gränsvärden skulle användas rakt av, skulle det innebära att en sjö med halter mellan 9-45 µg Cu/l, (recipient med höga halter) kan tillföras hur mycket vatten som helst med hur höga halter som helst och ändå få betyg 2, se tabell 4, då det inte finns något slutet intervall för hur höga värden sjöarna kan anta. Visserligen ses det då som en negativ påverkan, men konsekvenserna skulle kunna bli hur stora som helst. Därför var en maxkoncentration tvungen att bestämmas för att begränsa halten och mängden förorening som får tillföras.

Vid denna utredning har hänsyn bl.a. tagits till de reningstekniker som finns idag med Miljöbalken, kap 2 § 2, som säger att bästa möjliga teknik skall användas, som motivering. Tanken är att dagens reningstekniker är under ständig utveckling och att bättre tekniker förhoppningsvis och troligtvis utarbetats inom en snar framtid.

Den bästa avskiljningen av de studerade anläggningarna i kapitel 7 kommer att användas för att ta fram ett förslag på tillåten maxhalt utifrån uppmätta maxhalter.

Högsta uppmätta värdena är hämtade från *Dagvattenundersökningar i Stockholm 1992-2000** (Ekvall et al, 2001).

Trots att fosfor inte skall graderas med avseende på denna påverkansfaktor har utredning om en högsta gräns även gjorts för näringsämnet eftersom denna gräns kommer att användas för att gradera en annan påverkansfaktor.

Det högsta uppmätta värdet för fosfor är 9,3 mg/l. Detta är taget under snösmältningen, vid en stor trafikled. Övriga maxvärden för vägar är samtliga tagna under vintern. En annan väg med hög trafikintensitet (>20 000 fordon/dygn) har 2,2 mg/l som maxvärde och en väg med i stort sätt exakt samma trafikintensitet som den med 9,3 mg/l har 0,92 mg/l. Dessa värden är de tre högsta max-fosforhalterna som uppmätts under undersökningstiden på samtliga provtagningsplatser (trafikleder, vägar, parkeringsplatser, flerfamiljshus och enfamiljshus). 9,3 mg/l bedöms som en extrem och utesluts då liknande halter anses sällsynta.

Maxvärdet av bly uppmättes under den tid då bly i bensinen fortfarande användes (Ekvall et al, 2001), vilket gör att halten utesluts. Nästa maxhalt, 171 µg/l, uppmättes året 94-95 vilket är på gränsen eftersom den blyfria bensinen förbjöds 1995 (Ekvall et al, 2001). Här näst efter detta kommer 147µg/l som uppmättes 96-97 och som i och för sig kan ha påverkats av rester från bensinen men som ändå bedöms som en trovärdig maxhalt.

Koppar är ett av de större problemen vad gäller reningsanläggningarnas förmåga att reducera halten i dagvatten ned till det som anses vara låga värden. Den uppmätta maxhalten uppgick till 1300 µg/l.

Vad gäller zink så uppmättes de högsta max-värden i samband med extrem halka och resulterande saltning, vilket kan antyda höga halter zink i saltet (Ekvall et al, 2001) eller andra

* Alla analysdata från undersökningen finns ej tillgängliga. De maxvärden det pratas om är maxvärdet för den specifika mätplatsen. Detta innebär att när två olika platser jämförs som har två olika maxvärden kan det högsta maxvärdet åtföljas av ett nästan lika stort värde på samma plats medan maxvärdet på ett annat ställe kan vara i en helt annan storleksordning.

zink-relaterade effekter av saltet. Av denna anledning stryks de två högsta max-värden från de mest trafikerade vägarna. Nästkommande maxhalt är 1513 µg/l.

Samma resonemang som ovan gäller för kadmium som är en följeslagare till zink. Detta leder då till en uppmätt maxhalt för kadmium på 3,3 µg/l.

En översikt av maxhalter kombinerad med funnen avskiljningsgrad återfinns i tabell 5.

Tabell 5: Föroreningshalter som bör kunna uppnås vid val av bästa möjliga teknik, enligt kapitel 7, utifrån de maxhalter som uppmätts i dagvatten.

Vald maxhalt	Bästa avskiljningsteknik	Avskiljning	Efter rening
P: 2200 µg/l (trafik)	Dammar	90 %	220 µg/l
Cu: 1300 µg/l (flerfamilj)	Våtmark	46 %	702 µg/l
Pb: 147 µg/l (trafik)	Våtmark	60 %	58 µg/l
Zn: 1513 µg/l (trafik)	Oljeavskiljare	39 %	920 µg/l
Cd: 3,3 µg/l (flerfamilj)	Våtmark	60 %	1,32 µg/l

Som synes innebär reningsgraden och maxhalten för kadmium att man kan komma ned till en halt som underskrider gränsen för Naturvårdsverkets klass 5 vid klassificeringen av sjöar. Detta innebär kort att ingen sjö borde ha värden >1,5 µg/l om dagvattnet renas. Samtidigt kan dagvattnets halter av kadmium vara så pass höga att det under vissa perioder inte är möjligt att rena ned till 1,5.

Motsatsen till kadmium är i detta fallet zink och koppar som trots maxrening, inte kommer ned till halter som kan accepteras för utsläpp. Alltså föroreningshalter som kan innebära kollosala förändringar för recipienten. Eftersom dessa halter som nämnts bedöms allt för höga även för enligt Naturvårdsverkets klass fem utfördes ytterligare studier.

I samma undersökning (*Dagvattenundersökningar i Stockholm 1992-2000*) om föroreningsinnehåll i dagvatten har ett medianintervall beräknats för varje område som deltagit i undersökningen. Om maxhalterna i tabell 5 istället byts mot de uppmätta maxmedianhalterna i samma undersökning ges tabell 6, nedan.

Tabell 6: Föroreningshalter som bör kunna uppnås vid val av bästa möjliga teknik utifrån de maxmedianhalter som uppmätts i dagvatten.

Maxmedianhalt	Bästa avskiljningsteknik	Avskiljning	Efter rening
P: 360 µg/l (trafik)	dammar	90 %	36 µg/l
Cu: 550 µg/l (Flerfamilj)	våtmark	46 %	297 µg/l
Pb: 103 µg/l (trafik)	våtmark	60 %	41 µg/l
Zn: 1100 µg/l (trafik)	oljeavskiljare	39 %	671 µg/l
Cd: 2,0 µg/l (flerfamilj)	Våtmark	60 %	0,8 µg/l

Precis som i tabell 5 finns det i tabell 6 halter som kan diskuteras länge. Speciellt noterbart är den låga halten kadmium och framförallt fosfor. I Stockholm är halterna fosfor i dagvattnet allmänt förhöjda (Gatu- och fastighetskontoret et al (3), 2001) och en gräns på 36 µg/l bedöms av författaren som väl optimistisk och en alltför svåruppnåelig utsläppsgrens.

Ytterligare en faktor att ta i beaktning är det faktum att det inte alltid är ekonomiskt försvarbart att rena allt dagvatten, vilket kan bli en konsekvens om gränsen för tillåtet utsläpp sätts väldigt lågt. Detta motiverar högre satta gränsvärden än det som tagits fram genom bästa möjliga teknik.

Vidare till bedömningen av maximala utsläppshalter har utgående vatten från olika typer av reningsanläggningar studerats i den mån av tillgängligt material. Anledningen till detta var att se om stora toppar i koncentrationen in till reningsanläggningarna påverkade koncentrationen på utgående vatten eller om dessa hölls under en ungefärlig maximum nivå. Ofta redovisas inte in- och utgående vattenanalyser i rapporter varpå antalet tillgängliga källor är begränsade. Därför redovisas inte denna bedömning i text något närmare.

Sammanfattningsvis har en personlig bedömning av de rekommenderade maxhalter som kan tillåtas för ett dagvatten gjorts baserat på ovan nämnda resultat, studier, rimlighet och recipientpåverkan, se tabell 7.

Tabell 7: Naturvårdsverkets klass 5 och det framanalyserade intervallet för tillåtet utsläpp av dagvatten.

Förorening	Naturvårdsverkets klass 5 ($\mu\text{g/l}$)	Framanalyserad maxhalt i utsläpp ($\mu\text{g/l}$)	Fiktivt intervall för NVVs klass 5 ($\mu\text{g/l}$)
P	Ej def. (klass 4 =45-96)	250	96-250
Cu	>45	300	45-300
Pb	>15	50	15-50
Zn	>300	600	300-600
Cd	>1,5	1,8	1,5-1,8

Denna gränssättning gör att tabell 4 modifieras och istället ser ut som tabell 8 för koppar.

Tabell 8: Exempel på hur Cu-innehållande dagvattenutsläpp graderas.

TILL RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVVs klass 4 (9-45$\mu\text{g/l}$)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	(>300)	45-300	9-45	3-9	<3
TILL RECIPIENT med MÅTTLIGT HÖGA halter, dvs NVVs klass 3 (3-9$\mu\text{g/l}$)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	45-(300)	9-45	3-9	0,5-3	<0,5

Ovan bestämda högsta gräns säger inte att det på något vis är acceptabelt att alltid släppa ut vatten med exempelvis 300 μg Cu/l. Utan att om vattnet har genomgått en reningsprocess kan det ses godtagbart att släppa ut dessa halter, eftersom man gjort sitt bästa för att få ned föroreningsnivån, eller om det av godtagbara skäl inte behöver renas.

Om dagvattnet mot alla odds har en halt mer 300 $\mu\text{g/l}$ och skall ledas till en sjö med, enligt naturvårdsverket, höga halter måste det graderas med en etta, se tabell 8. Däremot skall ett sådant dagvatten i största möjliga mån inte ledas till en sjö med måttligt höga halter om inte mycket speciella förutsättningar gäller, så som att alla andra alternativ är sämre, men

möjligheten för gradering av dagvattnet måste finnas. Samtliga graderingstabeller för påverkansfaktorn *koncentration* redovisas i bilaga A.

8.2.2 Mängd förorening

Som tidigare nämnts så är det inte endast koncentrationen av ett ämne som säger hur det påverkar en recipient utan minst lika mycket beror vattenkvaliteten på mängden dagvatten som tillförs.

Bedömningen av denna påverkansfaktor grundar sig alltså i mängden förorenat vatten som kommer till sjön under dess omsättningstid. Hänsyn tas till den halt som det förorenade vattnet har och genom detta beräknas den mängd förorenat vatten i förhållande till recipientens vattenmängd som kan tillföras sjön utan att mätbar skillnad av totalhalten i recipienten noteras. Detta ger gradering 3, alltså att vattenkvaliteten i sjön bevaras.

Beräkningarna är baserade på ekvation 2.

Ett flertal graderingstabeller har konstruerats för att användaren av metoden själv skall undgå beräkningar, bilaga B.

$$c_d \cdot v_d + v \cdot c_s = c_n \cdot v_s$$

$$v = v_s - v_d$$

(ekvation 2)

där

c_d = Föroreningens koncentration

c_s = Sjöns föroreningskoncentration

c_n = Den nya föroreningskoncentration i sjön

v_d = volym förorenat vatten under sjöns omsättningstid

v_s = vattenvolymen i sjön

Som synes har förenklingen att vattenmängden som det tillrinnande vattnet blandas med är sjöns totala volym subtraherat med den volym förorenat vatten som tillförs gjorts. Alltså gäller antagandet att lika stor mängd vatten som kommer till sjön samtidigt leds ut, kort sagt; volymen i sjön hålls konstant. Detta är givetvis en förenkling eftersom årstidsvariationer är vanliga. Antagandet används trots det för att minimera komplexiteten vid beräkningen till graderingen av påverkansfaktorn.

Andra antaganden är att hela vattenmassan byts ut på en omsättningstid och att hela sjön har snarlik koncentration. Det är även antaget att ingenting ”händer” med föroreningen, förutom utspädning. Eftersom volymen förorenat vatten (dagvatten) som leds till sjön är beräknat per omsättningstid innebär detta att denna påverkansfaktor handlar om hur mycket dagvatten med denna kvalitet som späds med det övriga tillrinnande vattnet.

Gränserna för graderingen av mängden förorenat vatten i förhållande till sjöns volym (v_d/v_s) har beräknats lite olika, i grunden ligger dock än en gång Naturvårdsverkets klassning av tillståndet i sjöar och målet att sträva efter förbättring och bevarande av sjöars kvalitet.

Gränsen för gradering 3 är baserat på mätosäkerheten, som listats i tabell 9.

Om det förorenade vattnets halt är mycket högre än sjöns, kommer det att påverka sjön negativt. Naturvårdsverket anger att en sjö med måttligt höga halter koppar har 3-9 $\mu\text{g/l}$, tabell 3. Volymen dagvatten (med koncentration $> 9 \mu\text{g/l}$) som krävs för att en sjö med exakt 9 $\mu\text{g/l}$

skall få en mätbar förhöjning vid ett nytt tillflöde (exempelvis vid en nybyggnation då regn och smältvatten skulle ledas till recipienten) blir gränsen för hur mycket förorenat vatten som får släppas ut för att få gradering 3. Om volymen överskrider det här värdet får det i **detta** fall (med 9µg/l i sjön) konsekvensen att sjöns kvalitet enligt Naturvårdsverket minskar ett steg och det förorenade vattnet får då gradering 2. Detta innebär att om ett dagvatten får betyg 2 *kan* det leda till att sjöns kvalitet försämras ett snäpp enligt Naturvårdsverkets klassificering, men behöver nödvändigtvis inte göra det. Om samma sjö tillförs så pass mycket förorenat vatten att den nya koncentrationen blir $\geq 45\mu\text{g/l}$ graderas dagvattnet 1.

Gränsen för gradering 3 har alltså satts med sådan säkerhet att oavsett vilket värde i Naturvårdsverkets kvalitetsintervall sjön antar kommer inte sjöns kvalitet att förändras med avseende på deras klassificering inom grad 3:s intervall. Detta medför dock istället att gradering 2 inte nödvändigtvis behöver leda till ett kvalitetsstegs försämring men att det *kan* göra det. Desamma gäller grad 4, fast tvärtom. Den sämsta respektive bästa graden (1 eller 5) medför *minst ett stegs* förändring av sjöns kvalitet och eventuellt två, vid en nybyggnation. För att stänga det högsta intervallet och se till så att inte hur mycket vatten som helst kan tillåtas komma till sjön har den maxgräns som tagits fram i föregående avsnitt (*Koncentrationer*) använts, tabell 7. I och med detta kommer inte en sjös vattenkvalitet att kunna leda till mer än allra högst två stegs försämring vid exempelvis en nybyggnation där dagvattnet planeras ledas till gällande recipient. I ett sådant fall kommer dessutom MCAn ge ett sådant dåligt totalt resultat att rekommendationerna bli att rena eller omleda vattnet.

Vid framtagandet av mätosäkerheten gällande olika ämnen har främst SVABs labb hjälpt till. För enkelhetens skull har en mätosäkerhet satts på samtliga metaller, dock beroende på haltnivån av föroreningen. För metaller med låga halter är 20 % en vanlig mätosäkerhet och om vattnet har lite högre halter förbättras mätosäkerheten till ca 10 %, tabell 9 (Mijatovic, 2005).

Tabell 9: Mätosäkerheten hos olika metaller vid olika halter när ICPS-teknik används (Mijatovic, M., SVAB).

	Koppar	Bly	Zink	Kadmium
Låg halt	0,5-1 µg/l	0,05-0,1 µg/l	1 µg/l	0,01-0,02 µg/l
mätosäkerhet	15-20 %	20 %	20 %	20 %
Hög halt	10 µg/l	1 µg/l	10-100 µg/l	1 µg/l
Mätosäkerhet	5 %	10 %	10 %	10 %

När det gäller fosfor var en mätosäkerhet mest fördelaktigt att ta fram eftersom det annars krånglar till denna gradering ytterligare. För fosfor har tre olika källor varit grunden i den slutliga siffran.

Cecilia Uppström på SVAB angav 11-34 % mätosäkerhet för halter mellan 0,01-1 mg/l och 12-22 % för halter mellan 1-10 mg/l. Analytica i Stockholm AB har en osäkerhet på 6-13% för 0,005-1 mg/l (Analytica, 2004) och Johan Ingri, professor vid Luleå Tekniska Universitet uppskattade en mätosäkerhet på 15 %. Den slutliga personliga bedömningen presenteras i tabell 10, nästa sida.

Tabell 10: Mätosäkerhet för fosfor.

	Fosfor
Halt	0,005-1 mg/l
Mätosäkerhet	15 %

Som tidigare nämnts har i detta arbete ett antal tabeller för olika halter på det förorenade dagvattnet beräknats, se bilaga B. Tabellerna är till för enkelheten och snabbhetens skull och för att MCAn skall kunna användas utan att användaren behöver vara helt insatt i alla beräkningar. Sällan är halten i dagvattnet exakt det värdet som tabellen är gjord för och då används den närmast liggande tabellen. Med en föroreningsnivå mitt mellan två halter väljs den tabell som är beräknad utifrån den högre koncentrationen.

Om inte exakt noggrannhet bedöms behövas kan de framtagna tabellerna användas med framgång då skillnaderna mellan de antagna föroreningshalterna inte är alltför stora. Givetvis kan en exakt gradering göras utifrån ekvation 2, Naturvårdsverkets klassificeringstabell med de nya framtagna högsta värdena för klass 5 och exakta mätosäkerheter.

Minst hälften av de i tabellerna antagna föroreningshalterna, ingår i det median-intervall som tagits fram i *Dagvattenundersökningar i Stockholm 1992-2000*, för respektive ämne. På så vis täcks det ”vanligaste” halterna relativt bra av tabellerna. Övriga föroreningshalter har satts med hänsyn till extremer.

För fosfor finns tabeller för föroreningshalterna ($\mu\text{g/l}$): 20-50-100-200-350-600-950-1500-2200

För bly finns tabeller för föroreningshalterna ($\mu\text{g/l}$): 2,5-8-20-60-100-200

För koppar finns tabeller för föroreningshalterna ($\mu\text{g/l}$): 5-40-100-300-500-850-1300

För zink finns tabeller för föroreningshalterna ($\mu\text{g/l}$): 10-50-150-300-600-1000-1500

För kadmium finns tabeller för föroreningshalterna ($\mu\text{g/l}$): 0,05-0,1-0,5-1-2-3,5

Tabellerna för de dagvattenhalter som överskrider den framtagna maxgränsen för tillåtet utsläpp kan ses lite onödigt. Förväntan är dock inte att maxhalten skall ange en definitiv halt som får släppas ut, utan ibland kan halterna trots bästa rening överskrida de satta gränserna och för att kunna bedöma detta vattens konsekvens finns tabellerna att tillgå.

8.2.3 Omsättningstid

Omsättningstiden i Stockholms sjöar varierar från 0,1 till 4 år, där 0,5 – 1 år anses vara lagom och ytterligheterna bedöms vara bra respektive dåligt (Lännergren, 2005-03-01). Värderingen av omsättningstiden för en viss sjö anpassas automatiskt till årstiden genom att man betygsätter den tidsenligt. Det vill säga, i samband med exempelvis snösmältningen på våren när tillrinningen är betydligt större än på sommaren kan det vara mer fördelaktigt att låta planerat tillfälligt utsläpp ske. Samtidigt måste hänsyn tas till vilken typ av förorening det handlar om vid graderingen av omsättningstiden.

Om syreförhållandena i vattnet är goda är det bra med en lång omsättningstid eftersom partiklarna sedimenterar och halterna i den fria vattenmassan där produktionen sker minskar. För fosfor resulterar detta i minskad risk för övergödning.

I Stockholms sjöar är dock syrebrist inte ovanligt och då bidrar istället lång uppehållstid med ökad belastning på grund av att så kallad interbelastning uppstår. Detta innebär att fosfor i sedimenten frigörs när syret i bottenvattnet tar slut och mängderna fosfor i sjön ökar

ytterligare. Därav uppskattas inte ytterligare ansamling av fosfor i sedimenten. I Stockholm medför det alltså att ju kortare omsättningstid sjön har, desto bättre. Detta åskådliggörs i diagram 1, utifrån ekvation 3 (Lännergren, 2005).

$$L \text{ (mg fosfor/m}^2 \text{ sjöyta)} = k \cdot \left(100 + 10 \cdot \frac{D}{T_w}\right) \quad (\text{ekvation 3})$$

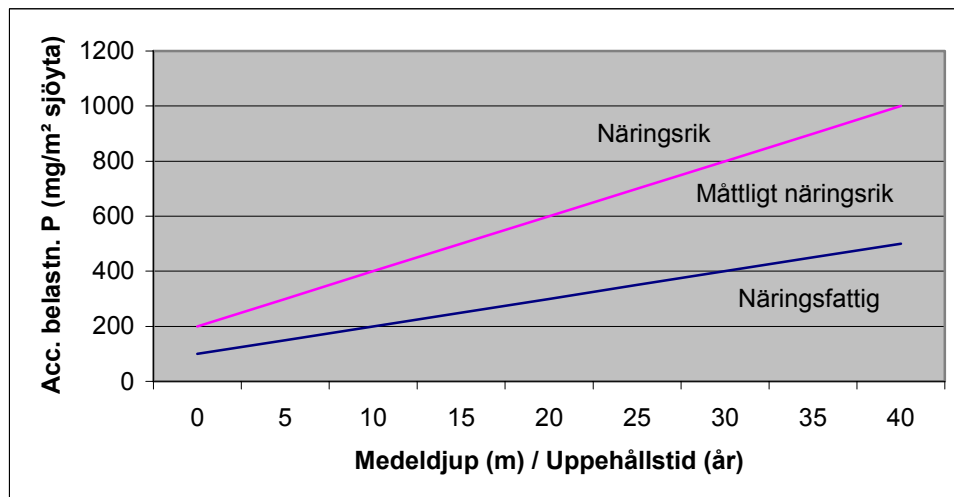
där

L = acceptabel belastning

k = 1 eller 2 beroende på om gränsen mellan näringsfattig/måttligt näringsrik eller gränsen måttligt näringsrik/näringsrik är vägledande för sjön

D = medeldjupet i meter

T_w = uppehållstiden i år



Figur 4: Sambandet mellan hur mycket fosfor som kan tillföras en sjö samt hur näringsrik den blir vid olika förhållanden mellan medeldjup och uppehållstider.

Följden blir att omsättningstiden graderas enligt tabell 11 för fosfor.

Tabell 11: Gradering av omsättningstiden med avseende på fosfor.

Gradering	1	2	3	4	5
Påverkansf.	Mkt lång	Lång	Medium	Kort	Mkt kort
Omsättningstid (år)	>3	1 - 3	0,5 – 1 år	0,5 -0,2	<0,2

Källa: Lindgren, G., Lännergren, C. 2005-04-15

När det gäller metaller är det fördelaktigt med lång uppehållstid så att föreningarna hinner sedimentera och bindas till sedimenten. Metallkomplex är svårslösliga och därför gör de

mindre skada vid botten med reducerade förhållanden än i vattenmassan där de kan tas upp eller fastläggas på organismer. Omsättningstiden med avseende på metaller graderas i tabell 12.

Tabell 12: Gradering av omsättningstiden med avseende på metaller.

Gradering Påverkansf.	1	2	3	4	5
	Mkt kort	Kort	Medium	Lång	Mkt lång
Omsättningstid (år)	<0,2	0,2-0,5	0,5 – 1 år	1-3	>3

Källa: Lindgren, G., Lännergren, C. 2005-04-15

8.2.4 Sjödjup

Resonemanget kring gradering av djupet i sjön kan liknas med det för omsättningstiden. När det gäller fosfor är det fördelaktigt om skiktning uppstår eftersom det då nästan uteslutande bara kommer att ske produktion i den övre vattenmassan ner dit solljuset når. Då minskar risken för igenväxning av sjön. I en grund sjö är risken för igenväxning mycket större än i en djup sjö eftersom skiktning inträffar betydligt mer sällan.

Metallerna påverkas också av djupet. En djup sjö har ofta stabilare bottenmiljö. I en grund sjö förändras förhållandena fortare än i en djup vid yttre påverkan. Omblandningen i en djup sjö är också begränsad vilket är bra för sedimentationen av metaller.

Med hjälp av tabell 13 kan sjöns maxdjup graderas.

Tabell 13: Gradering av sjöns maxdjup.

Gradering Påverkansf.	1	2	3	4	5
	Aldrig skiktning	Vanligtvis ej skiktad sjö	Ibland skiktning uppstår	Vanligtvis skiktad sjö	Alltid skiktad sjö
Sjödjup (m)	<2	2-4	4-6	6-10	>10

Källa: Lindgren, G., Lännergren, C. 2005-04-15

Om djupen i sjön varierar kraftigt från en del till en annan rekommenderas att dela in sjön i en grundare del och i en djupare del. Sedan bedöms det vatten och den mängd som når denna del utan sjön.

En sak att komma ihåg är att ju bättre grad denna påverkansfaktor får ju mindre stämmer antagandet att hela sjön får liknande koncentration, eftersom omblandningen ofta är sämre i djupare sjöar.

8.3 Inbördes betydelse

Det finns ett flertal olika procedurer att ta till vid bedömningen om den inbördes betydelsen av påverkansfaktorerna. Med de gedigna kunskaper och erfarenheter som referensgruppen besitter stod valet mellan två stycken. Den ena var ROC-proceduren (Rank Order Centroid) och den andra Swingproceduren, ekvation 4 (Fischer et al, 1997). Den senare är en så kallad *Ratio scale weight*-metod som tar hänsyn till förhållandet mellan de olika graderingsskalorna för varje påverkansfaktor. Kort sammanfattat bedöms vilken påverkan påverkansfaktorerna medför relativt de andra om graderingen flyttas från grad 1 till 5.

$$b_{PF} = \frac{r_{PF}}{\sum_{k=1}^m r_{PF}} \quad ; PF = 1, 2, \dots, m \quad (\text{ekvation 4})$$

där

r = relativ påverkan/förändring

b_{PF} = inbördes betydelse för den specifika påverkansfaktorn

Fördelen med swingmetoden är att besluttagaren själv kan styra hur den inbördes betydelsen skall se ut. Nackdelen är på samma sätt att en viss subjektivitet kan påverka resultatet. Beslutsfattarna bör vara införstådda i graderingen för att kunna ge sin korrekta åsikt gällande den inbördes betydelsen vid användning av Swingmetoden.

ROC-proceduren, ekvation 5 (Dodgson et al, 2001), är en approximativ metod som enligt en simulations studie har lite sämre säkerhet jämfört med Swingmetoden, men fortfarande hör till de säkra (Fischer et al, 1997). En förutsättning för användning av proceduren är att påverkansfaktorerna går att rangordna från ”viktigast” till ”minst viktig”.

$$b_{PF} = \binom{1}{n} \sum_{PF=k}^n \binom{1}{k} \quad (\text{ekvation 5})$$

där

$k = 1, 2, \dots, n$

För att undvika risken för subjektivitet togs beslutet att använda ROC-metoden. För fosfor ingår tre påverkansfaktorer i analysen; *Mängd förorening*, *Sjödjud* och *Omsättningstid*. Referensgruppen valde att rangordna dessa i den ordning de nyss nämndes. När tre påverkansfaktorer ingår i MCAn fördelar sig den inbördes betydelsen, med ROC-metoden, mellan dessa enligt följande:

PF_1 (*Mängd förorening*) = 0,61

PF_2 (*Sjödjud*) = 0,28

PF_3 (*Omsättningstid*) = 0,11

Metallerna valdes att bedömas utifrån fyra påverkansfaktorer; *Mängd förorening*, *Sjödjup*, *Omsättningstid* och *Koncentration*, i nämnd inbördes rangordning. Fördelningen blir då med ROC-proceduren;

$$PF_1 (\text{Mängd förorening}) = 0,52$$

$$PF_2 (\text{Sjödjup}) = 0,27$$

$$PF_3 (\text{Omsättningstid}) = 0,15$$

$$PF_4 (\text{Koncentration}) = 0,06$$

9. Bedömning av utsläpp till recipienter

Vid en multikriterieanalys är det alltid svårt att ansätta ett värde som gäller som gräns vid ett beslutsfattande. Det bästa alternativet är att jämföra de sammanvägda graderingarna för de olika alternativen (föroreningarna) sinsemellan och med hjälp av dessa få ett utslag (Dodgson 2001). En föreslagen poäng för **gränsen för rening** har dock satts genom följande resonemang: Gränsen för om ett dagvatten måste genomgå rening har satts genom att för samtliga ämnen gradera *mängden* förorening till en etta, den sämsta graden. De två påverkansfaktorer som kan kompensera något högre halter och mängder, *sjödjup* och *omsättningstiden*, har sedan fått den bästa graderingen, en femma, för respektive förorening. För metallerna har koncentrationen också satts till en etta för samma bedömning. Det medföljer att fosfor får samlad gradering 2,56 och metallerna 2,68. För enkelhetens skull bestämdes att **2,7** ska användas som gräns. I denna fallstudie hade det inte spelat någon roll för bedömningen beträffande rening om 2,7 eller de två föroreningsspecifika samlade graderingarna använts. I en annan studie kan detta dock göra skillnad vilket måste tas i beaktning.

9.1 Fallstudie

Dagvatten från ett fiktivt nyexploaterat område samt från ett industriområde till fyra olika sjöar i Stockholm har bedömts. De olika sjöarna, se bilaga D, har valts ut på grund av deras olika kvalitet och differentierade förutsättningar för att på ett så tydligt sätt som möjligt visa hur analysen fungerar.

Antagandet att sjöns volym ej påverkas av större tillflöde gäller. Nyexploateringen antas bestå av villor med den sammanlagda ytan av cirka 2,5 ha. Detta borde ge upphov till ca 7500 m³ tillfört dagvatten/år till aktuell recipient (Alm, 2005-04-25). Halterna i dagvattnet förmodas vara typiska för villaområden generellt, tabell 14, jämför med bilaga C. Halterna som används i vattnet från industriområdet antas också vara områdesspecifika och flödet beräknas till 5000 m³/år.

Tabell 14: Antagna halter i dagvatten från respektive område.

	Nybyggnation	Industriområde
P (µg/l)	200	500
Cu (µg/l)	50	200
Pb (µg/l)	8	100
Zn (µg/l)	100	250
Cd (µg/l)	0,3	1

Under avsnitt 8.2.1 Koncentrationer finns en tabell över rekommenderad maxhalt i det förorenade vattnet, se tabell 7. Vid jämförelse med de antagna halterna i de två dagvattnen kan ett snabbt resultat dras; Dagvattnet från industriområdet bör renas åtminstone med avseende på fosfor och bly. För att få en fullständig bedömning granskas vattnen dessutom i multikriterieanalysen. Där kan det visa sig att industrivattnet på grund av acceptabla

omständigheter kan leda till någon av sjöarna utan att renas. Multikriterieanalysen kan också leda till att vattnet från villaområdet råds renas på grunda av den specifika sjöns egenskaper.

9.1.1 Analys av Råcksta Träsk

Råcksta Träsk, se bilaga E har varit ett objekt för sjörestaurering i form av muddring på grund av igenväxning 1973 och 1997 utanför Råckstaledningen i sjöns norra del. 1992 rensades främst utloppet på vegetation. Sjön är starkt påverkad av dagvatten och 1997 infördes en lamelloljeavskiljare för rening av trafikdagvatten. Råcksta Träsk är en av fyra Västerortsjöar (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Tillrinningsområdet och belastning

Råcksta Träsk är en del av nyligen antagna Grimsta naturreservat (Stockholm stads webportal, 2005) och stora delar av tillrinningsområdet utgörs av skogsmark (31%). Mindre än 25 % av dagvattnet som når Råcksta Träsk härrör från bebyggelse av olika slag, varav 5 % är miljöfarlig verksamhet. Förorenad mark, innehållande schaktmassor, bidrar med 3 % och har lång transportsträcka fram till recipienten (Miljöförvaltningen et al, 2000). Även många trafiksträckor med hög intensitet ingår i tillrinningsområdet, krematorium och kyrkogård likaså.

Kvarnen som länge funnits vid utloppet från Råcksta Träsk sköts av Vällingby hembygdsförening och föreningen har också möjlighet till begränsad reglering av vattenståndet i sjön.

I det största avloppet, Grimsta dagvattenledning, som mynnar i sjöns västra del har man påträffat olja, men dessvärre har inte någon källa till denna olja hittats. Det dagvatten som rinner av Lövstavägen och Bergslagsvägen efter Bergslagsplan (ca 15 000 fordon/dygn vardera) rinner ned i svagt lutande gräsbevuxna diken, varpå en viss fastläggning av föroreningar i marken sker. En liten del av vattnet från Bergslagsvägen renas tillsammans med dagvattnet från Råckstarondellen i en lamelloljeavskiljare. Det renade vattnet leds sedan till Råcksta Träsk.

Från bebyggelsen kommer det mest näringsämnen, men även koppar och zink. Sammanlagt har fosfor-belastningen beräknats till 120 kg/år, vilket kan jämföras med 80 kg/år som motsvarar gränsen för när belastningen ger upphov till besvärande höga näringshalter (Miljöförvaltningen et al, 2000). Sjön har dock tämligen kort omsättningstid vilket gör sambandet en aning osäkert. Höga halter fosfor under senvintern och sommaren på grund av internbelastning kan antyda att bidraget från sedimenten orsakad av syrebrist är stort. Koppar och zink kommer till stor del från hustak och olika beläggningar på stolpar och väggar. 2000 m² takyta i tillrinningsområdet är enligt en inventering 1997 belagd med kopparplåt (Miljöförvaltningen et al, 2000). Koppar tillförs också dagvattnet från kopparhaltiga bromsbelägg.

Sjökvalitet

Råcksta Träsk bedöms starkt påverkad av dagvatten mycket på grund av att det huvudsakligen försörjs av just dagvatten.

På sommaren är sjön svagt skiktad och kväve är begränsande under vegetationsperioden. Totala halten kväve har sjunkit sedan 1980-talet samtidigt som fosfornivåerna stått stilla. Svavelväte har påträffats under vintern i bottenvattnet och pH har varierat mellan 6,8 och 8,6. Siktdjupet har stadigt legat kring 1-2 meter, trots minskade klorofyllhalter. Bakterietalen är låga.

I sedimenten har man funnit PAH och PCB, som är organiska miljögifter. 1991 och 1997 var det även höga metallhalter, framförallt bly och koppar.

Grundvattenprovtagning inom Råcksta Träsk tillrinningsområde har påvisat förhöjda halter av arsenik, bakterier och petroleumkolväten. Kopparhalter om överstiger medianvärdet i Stockholm med 50 gånger har också påträffats inom området. Ett grundvattenprov i närheten av Johanneslundstippen hade 1998 drygt dubbla medianvärdet för kvicksilver i Stockholms grundvatten (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Djur- och växtliv

Växtplanktonen domineras i Råcksta Träsk av gröna alger. Sedan kommer kiselalger och guldalger. De blågröna algerna saknas nästan helt. Bland djurplanktonen är hjuldjuren i majoritet men även hoppkräftor, flimmerdjur, nauplielarver och hinnkräftor har påträffats. Enligt inventering gjord 1996 har Råcksta Träsk relativt lite vattenväxter (Miljöförvaltningen et al, 2000).

De arter som anträffades under ovan givna inventering av bottenfaunan är typiska för en näringsrik och syrefattig sjö. Individtätheten var dock låg. Samtliga arter har inga direkt specifika miljökrav.

Den totala fångsten fisk vid provfiskningen var stor 1996 och dominerades av ruda och även stora mängder karp (Miljöförvaltningen et al, 2000).
Enstaka signalkräftor finns också i Råcksta Träsk.

Efter sjörestaureringen var Råcksta Träsk full av fåglar men idag är fågellivet fattigt. De dominerande arterna är vanliga för vassrika sjöar. Noteras skall att den lokalt/regionalt skyddsvärda fågeln skäggdopping häckar vid Råcksta Träsk som också får besök av skrattmås och silltrut vilken är rödlistad.

I övrigt fann man 1996 både vanlig groda och vanlig padda som båda är fridlysta och klassade som lokalt/regionalt skyddsvärda.

Övrigt

Råcksta Träsk är som sagt en del av Grimsta naturreservat och det finns parkvägar längs stränderna. På vintern brukar även en skridskobana plogas upp på sjön. Sedan 1993 är det tillåtet med fiske via Sportfiskekort. Kvarnen i utloppet är kulturminnesmärkt och stranden är klassad som ekologiskt särskilt känslig.
Friluft- och naturvärdet är stort.

Sjövolym = 47 100m ³	NVV klassning av sjön:
Omsättningstid = 2-3 veckor	Fosfor = Mycket höga halter
Största djup = 2,3 m	Koppar = Låga halter
	Bly = Måttligt höga halter
	Zink = Låga halter
	Kadmium = Låga halter

Figur 5: Snabbfakta Råcksta Träsk (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Med värdena för respektive dagvatten enligt tabell 14, sida 39 och informationen i figur 5 ges tabell 15 och 16 för nyexploatering.

Nyexploatering

Tabell 15: Bedömning av fosfors påverkan på sjön med vatten från ett villaområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	P
Mängd förorening	0,61	3
Sjödjup	0,28	2
Omsättningstid	0,11	5
Totalt	1	2,94

Tabell 16: Bedömning av metallernas påverkan på sjön med vatten från ett villaområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Cu	Pb	Zn	Cd
Mängd förorening	0,52	3	3	3	3
Sjödjup	0,27	2	2	2	2
Omsättningstid	0,15	1	1	1	1
Koncentration	0,06	1	2	1	1
Totalt	1	2,31	2,37	2,31	2,31

Gränsvärdet på 2,7 klarar bara dagvattnet med avseende på fosfor. Det innebär att rening av dagvattnen bör ske och vid val av reningsanläggning skall fokus ligga på att avskilja metaller. Värt att notera är att analysen avser *nybyggnation*. Detta innebär att redan befintligt markområde skall utnyttjas och hänsyn till markanvändningen i nuläget måste tas. Vid ett sådant här fall bör man även utföra analysen för det vatten som kommer från området idag och sedan jämföra med nybyggnationen. Om det är ett skogsområde som skall bebyggas kommer med största sannolikhet det medföra att vatten som tidigare upprätthållit kvaliteten i sjön efter exploateringen drar ned kvaliteten. Om markanvändningen istället bedöms som miljöfarlig verksamhet kanske rening av vattnet inte är av primärt slag utan blir mer aktuellt om kontinuerlig förbättring av sjön är målsättningen istället för bevarande. Detsamma gäller för alla sjöar vid nybyggnation.

Anledningen till att fosfor får förhållandevis bra gradering beror på att Räcksta Träsk redan är så pass förorenat beträffande fosfor, samtidigt som omsättningstiden påverkar graderingen väsentligt till det bättre. Kom då ihåg att omsättningstiden variera med året och för att få en mer precis bedömning bör omsättningstiden för de olika årstiderna användas. Exempelvis skulle användning av omsättningstiden på vintern göra stora skillnader för resultatet.

Med samma tillvägagångssätt som ovan ges tabell 17 och 18, nästa sida, för industriområdesdagvatten.

Industri

Tabell 17: Bedömning av fosfors påverkan på sjön med vatten från ett industriområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	P
Mängd förorening	0,61	3
Sjödjup	0,28	2
Omsättningstid	0,11	5
Totalt	1	2,94

Tabell 18: Bedömning av metallernas påverkan på sjön med vatten från ett industriområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Cu	Pb	Zn	Cd
Mängd förorening	0,52	2	2	3	3
Sjödjup	0,27	2	2	2	2
Omsättningstid	0,15	1	1	1	1
Koncentration	0,06	1	1	1	1
Totalt	1	1,79	1,79	2,31	2,31

För fosfor fås samma resultat trots betydligt högre halt i industrivattnet. En avgörande faktor är att mängden/volymen dagvatten istället är mindre, de tar ut varandra.

Med avseende på metaller betraktas både vattnet från bostadsområdet och industrin ha en negativ påverkan på sjöns kvalitet och risk för att sänka kvaliteten i sjön ett steg finns. Nästan en tredjedel av Räcksta Träsks vatten kommer från skogsmark troligen med betydligt lägre halter metaller, varpå dagvatten från villaområden och industrier anses förorenat relativt sjön.

9.1.2 Analys av Judarn

Judarn, se bilaga E, som hör till de så kallade Västerortsjöarna, sänktes med 0,5 m omkring år 1900, och utloppet ledde från början till Lillsjön men sedan början av 1930-talet är utloppet i Mälaren (Miljöförvaltningen et al, 2000). Judarn ligger skyddad i Judarskogen som är naturreservat sedan 1995 (Stockholm stads webportal, 2005) och sjön betraktas fortfarande ha god vattenkvalitet.

Tillrinningsområdet och belastning

Tillrinningsområdet domineras av naturmark som utgör cirka 83 % av dagvattnets härkomst. Inom området finns också en bensinstation och delar av Bergslagsvägen som är en av västra Stockholms mest trafikerade. Judarn belastas med dagvatten från 1,6 km av en väg med 30 000 fordon/dygn. Det är detta plus det vatten som kommer från tunnelbanan som bidrar med de största mängderna fosfor. I övrigt är näringsbelastningen ganska låg då sjön omges av ett naturområde. Skogen bidrar med största mängden kväve.

De koppar- och zinkmängder som tillförs Judarn kommer från Bergslagsvägen. Bräddvatten når Judarna cirka en gång vart femte år under massivt regnande på grund av kombinerad ledning från villabebyggelsen.

De låga fosforhalterna i bottenvattnet trots låga syrehalter tyder på att fosfor är fast bunden i sedimenten och att internbelastningen är låg.

Sjökvalitet

Låga syrehalter kan förkomma på vintern och fosforhalterna håller sig som tidigare nämnts trots det låga. Ibland förekommer svavelväte på vintern. Sjön är inte skiktad och under sommaren är mängden oorganiskt fosfor och kväve i stort sätt obefintliga. Siktdjupet är stort och klorofyllhalterna låga. Även bakteriehalten är låg.

Tungmetaller finns i måttligt till höga halter i sedimenten och liksom i Räcksta träsk har förhöjda halter av PAH och PCB uppmätts längre ned i sedimenten.

Djur- och växtliv

Guldalger har alltid funnits i Judarn men tidigare dominerades växtplanktonen av gröna och blågröna alger. Nu (2000) är det kiselalgerna som har majoriteten. Vanliga djurplankton är hjuldjur och hoppkräftor.

Sjön har relativ få vattenväxter och det ska uppmärksammas att Sjöranunkel vid Judarns sydspets är den enda biotopen för arten inom naturreservatet.

Bottenfaunan består inte av några ovanliga arter för en näringsrik sjö, men individtätheten är låg. Karaktäristiskt är att de arter som finns inte ställer några speciella krav på miljön.

Fiskebeståndet i Judarn utgörs främst av abborre, mört och ruda, varav ruda är den dominerande. Den senaste provfiskningen, 1996, skiljde sig från den gjord 1991 i det avseendet att ingen sutare fångades (Miljöförvaltningen et al, 2000). Det finns också ett fiskbart bestånd av signalkräftor.

Vad gäller fåglar har skäggdoppingen som är lokalt/regionalt skyddsvärd visat sig vid Judarn. I skogen runt Judarn finns även den rödlistade mindre hackspetten.

I Judarn lever också alla fem av Stockholms fridlysta groddjursarter. Övriga arter som är rödlistade och återfinns omkring Judarn är; vattensalamander (Omfattas även av EU:s habitatdirektiv) och snok.

Övrigt

Sjön, dess tillrinningsområde, stränder och våtmarker klassas som ekologiskt särskilt känsliga och motorbåtförbud gäller. Området vid och omkring Judarn är populärt av allmänheten som strövområde och avkoppling. De kända De Geermoränerna är av riksintresse, och det rika djur- och växtlivet gör området intressant i undervisningssyfte. Både friluftsliv och naturvärdet bedöms som väldigt stort.

Fiske tillåts via fiskekort.

Sjövolym = 179 000m ³	NVV klassning av sjön:
Omsättningstid = 11 månader	Fosfor = Måttligt höga halter
Största djup = 3,7 m	Koppar = Låga halter
	Bly = Låga halter
	Zink = Mycket låga halter
	Kadmium = Mycket låga halter

Figur 6: Snabbfakta Judarn (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Tabell 14, sida 39, och figur 6 ger tabellerna 19-22 som följer.

Nyexploatering

Tabell 19: Bedömning av fosfors påverkan på sjön med vatten från ett villaområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Fosfor
Mängd förorening	0,61	2
Sjödjup	0,28	2
Omsättningstid	0,11	3
Totalt	1	2,11

Tabell 20: Bedömning av metallernas påverkan på sjön med vatten från ett villaområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Cu	Pb	Zn	Cd
Mängd förorening	0,52	2	2	2	2
Sjödjup	0,27	2	2	2	2
Omsättningstid	0,15	3	3	3	3
Koncentration	0,06	1	1	1	1
Totalt	1	2,09	2,09	2,09	2,09

Industri

Tabell 21: Bedömning av fosfors påverkan på sjön med vatten från ett industriområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	P
Mängd förorening	0,61	2
Sjödjup	0,28	2
Omsättningstid	0,11	3
Totalt	1	2,11

Tabell 22: Bedömning av metallernas påverkan på sjön med vatten från ett industriområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Cu	Pb	Zn	Cd
Mängd förorening	0,52	1	1	2	2
Sjödjup	0,27	2	2	2	2
Omsättningstid	0,15	3	3	3	3
Koncentration	0,06	1	1	1	1
Totalt	1	1,57	1,57	2,09	2,09

Judarn omges till stora delar av skogsmark och öppen mark, vilket även kan antydast på resultatet i analysen. För att vara en så pass grund sjö med tämligen lång omsättningstid är kvaliteten ganska bra jämfört med många andra sjöar i Stockholm. Utifrån resultatet i analysen rekommenderas att allt vatten skall renas, både det från industriområdet och från villaområdet. Som tidigare nämnts spelar det stor roll vart i tillrinningsområdet som exploatering planeras ske. I fallet Judarn finns det nästan bara naturmark ledig, vilket förmodligen skulle ge samma slutsats som i Räcksta Träsk.

9.1.3 Analys av Flaten

Flaten, se bilaga F, är den enda av sjöarna i Tyresåns sjösystem som helt ligger inom Stockholms kommungräns. Progressen i sjön som har relativt bra vattenkvalitet har varit negativ och sjön restaurerades år 2000 (Miljöförvaltningen et al, 2000), genom att vegetation i tilloppsdiket grävdes bort. 1993-97 har undervattensväxter utanför badplatserna och i inloppsviken tagits bort. 1994 sugmuddrades en av två sedimenteringsbassänger och 2000 behandlades sedimentytan och bottenvattnet under 6 meters djup med aluminiumklorid för att fastlägga fosfor och minska internbelastningen.

Tillrinningsområdet och belastning

Största delen består tveklöst av skogsmark och öppen mark. Bebyggelsen som utgör den dominerande delen av den övriga markanvändningen är främst lokaliserad till sjöns norra områden. Tyresövägen med mer än 20 000 fordon/dygn löper tvärs igenom bostadsområdena och dagvattnet från vägen leds bort med Flatendiket till sjön. Sedimentprov i Flatendikets övre del visar på höga halter koppar och zink, måttligt höga bly-, kadmium- och kromhalter. Även kraftigt förhöjda halter polycykliska aromatiska kolväten förekommer. Vid mynningen till sjön finns två sedimenteringsbässänger som ska minska föroreningshalten i vattnet.

Den miljöfarliga verksamheten utgörs av en krossanläggning och en bensinstation.

När Skogskyrkogårdens dag- och dränvatten leddes om till Henriksdals reningsverk i syfte att minska föroreningarna förlorade Flaten 20 % av sitt tillrinningsområde och omsättningstiden utökades. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Mängden grundvatten som kommer till sjön är okänd men det är klart att det kommer från ett större tillrinningsområde än ytvattnet. Av denna andledning är inte grundvattentillförseln med i beräkningarna för sjöns omsättningstid.

Största mängderna kväve och fosfor som tillförs Flaten kommer från bebyggelsen norr om sjön och samtliga dagvattenledningar från detta område mynnar i Flatendiket. Ytterligare näringsämnen tillförs från de koloniområden som diket löper förbi. Koppar i sjön härstammar vanligtvis från bebyggelse, och zink från bebyggelse och vägar.

Sjökvalitet

I ytvattnet är halterna kväve och fosfor måttliga men i bottenvattnet har de varit höga och dessutom ökande. Som tidigare nämnts behandlades vattnet 2000 av denna anledning och sedan dess har fosforhalten varit låg. Både kväve och fosfor tros begränsa planktonalgernas tillväxt i sjön. Syrebristen har försämrats den senaste tiden och förekommer ibland året runt, men på sensommaren och hösten är det årligt återkommande. Svavelvätekoncentrationen har ökat i takt med att syreförhållandena försämrats. Siktdjupet är relativt stort och bakteriehalten vanligtvis låg.

I en av sedimenteringsbassängerna vid Flaten-dikets inlopp är koppar- och blyhalterna förhöjda. PCB och PAH har också påträffats om än i låga halter. I övrigt är metallhalterna låga till måttliga i sedimenten. 1999 var den löst bundna fosforkoncentrationen hög, 1,5 mg/g TS i botten under 6 m (Miljöförvaltningen et al, 2000). Dessutom noterades att sedimenten var laminerade och att vita fält med svaveloxiderande bakterier uppkommit.

Djur- och växtliv

På sommaren dominerar de blågröna algerna men under vinter och vår förekommer ibland mer trådliknande icke kvävefixerande alger (*Planktothrix agardhii*) som färgar vattnet rödbrunt. Bland djurplanktonen ser man mest hinnkräftor.

Bland vattenväxterna dominerar arter som inte trivs allt för bra i näringsrika sjöar så som braxengräs, sylört, strandpryl och nålsäv. Den gamla godingen, sylörten har funnits i sjön sedan 1850-talet och nu (1997) är bara ett hundratal exemplar kvar i sjöns västra delar. Växten trivs bara i näringsfattiga sjöar och är lokalt/regionalt skyddsvärd (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Bottenfaunan är artrik och består främst av sötvattenssnäckor, skalbaggar och olika sländelarver. En rödlistad snäcka återfanns också vid inventeringen, trångnavlad fjädergälsnäcka. Flertalet arter med specifika krav på vattenmiljö hittades.

Majoriteten av fiskar som fångats vid provfiske har varit abborre, mört och björkna.

Den mindre hackspetten, rödlistad, har setts häcka i området kring Flaten. Fisktärnan (L/R skv) häckar årligen i sjöns norra del. Flatens högst ornitologiska värde utgörs av ett storlompar som setts, men om häckning också sker vid Flaten är okänt.

Fyra av fem av Stockholms groddjur finns vid Flaten, vanlig groda, åkergroda, vanlig padda och mindre vattensalamander. Alla är fridlysta. Även den stora fladdermusen (L/R skv) har påträffats i området.

Övrigt

Vid norra delen av sjön finns gamla kulturmarker med månghundraåriga ekar. De flesta av Flatens stränder samt Flatenområdet är klassat som ekologisk särskilt känsligt och alla stränder gäller under strandskyddet. Området har ett mycket stort naturvärde. Barn- och strandbad med hopptorn, strandpromenad och populärt fiske (via fiskekortet) ger området ett mycket stort friluftsvärde.

Sjövolym = 4,56 Mm ³	NVV klassning av sjön:
Omsättningstid = 4 år	Fosfor = Låga halter
Största djup = 13,6 m	Koppar = Låga halter
	Bly = Måttligt höga halter
	Zink = Mycket låga halter
	Kadmium = Mycket låga halter

Figur 7: Snabbfakta Flaten (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Tabell 14, sida 39, och figur 7 ger följande resultat.

Nyexploatering

Tabell 23: Bedömning av fosfors påverkan på sjön med vatten från ett villaområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Fosfor
Mängd förorening	0,61	3
Sjödjup	0,28	5
Omsättningstid	0,11	1
Totalt	1	3,34

Tabell 24: Bedömning av metallernas påverkan på sjön med vatten från ett villaområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Cu	Pb	Zn	Cd
Mängd förorening	0,52	3	3	3	3
Sjödjup	0,27	5	5	5	5
Omsättningstid	0,15	5	5	5	5
Koncentration	0,06	1	2	1	2
Totalt	1	3,72	3,78	3,72	3,78

Flaten omges liksom Judarn av stora delar naturmark. Men där slutar i stort sätt likheterna. Flaten har en större vattenvolym vilket resulterar i att konsekvenserna inte blir lika stora vid antagandet att dagvattnet blandas med hela vattenmassan. Därutöver är sjöns djup mycket stort och omsättningstiden lång, varpå det sistnämnda förbättrar förhållandet för metallerna. Med resultatet i tabell 23 och 24 bedöms dagvattnet inte vara av reningsbehov för tillförsel till Flaten.

Industri

Tabell 25: Bedömning av fosfors påverkan på sjön med vatten från ett industriområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	P
Mängd förorening	0,61	2
Sjödjup	0,28	5
Omsättningstid	0,11	1
Totalt	1	2,73

Tabell 26: Bedömning av metallernas påverkan på sjön med vatten från ett industriområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Cu	Pb	Zn	Cd
Mängd förorening	0,52	2	2	3	2
Sjödjup	0,27	5	5	5	5
Omsättningstid	0,15	5	5	5	5
Koncentration	0,06	1	1	1	1
Totalt	1	3,2	3,2	3,72	3,2

En aning förvånansvärt är att inte heller vattnet från industriområdet, tabell 25 och 26 behöver renas innan utsläpp, enligt analysen. Vad man däremot kan se är att fosfor är precis på gränsen. Men enligt graderingstabellerna för omsättningstiden som är den påverkansfaktor som fluktuerar mest kan sjön inte graderas sämre och därför kommer inte slutsatsen att ändras till det sämre vid annan omsättningstid. Om skalan för gradering däremot ändras och utvidgas åt båda hållen kommer kanske utslaget bli ett annat. En ökning av mängd och /eller halt kan däremot påverka resultatet. Detta kan ske i samband med snösmältningen då mängden vatten ökar.

9.1.4 Magelungen

Magelungen, se bilaga F, delas mellan Huddinge och Stockholms kommun och är en av Tyresåns sjösystem tre största sjöar. 1864 gjordes en omfattande sjösänkning av Magelungen (knappt en meter) och 1972 stängdes Huddinge reningsverk och avloppet fördes över till Henriksdal, vilket ledde till förbättringar av den dåliga vattenkvaliteten. 1994 rensades och meandrades Kräppladiket och Magelungsdiket något och kanaler för att gynna fågellivet grävdes. 1997 minskades bräddningen till Kräppladiket genom en ny tryckavloppsledning i Huddinge.

Tillrinningsområdet och belastning

Mer än hälften av tillrinningsområdet utgörs av skogsmark och öppen mark. Resterande del består främst av enfamiljs-, flerfamiljs- eller fritidsfastigheter. Högdalstippen är klassad som förorenad mark och i närheten av Kräppladiket pågår miljöfarlig verksamhet. Även delar av en gammal skjutbana med höga blyhalter i marken finns inom tillrinningsområdet.

Från Högdalstippen och Snösätra industriområde, i närheten av Kräppladiket, läcker höga respektive mycket höga halter tungmetaller ut.

Största tillflödet kommer med Norrån med stora mängder vatten från sjöar längre upp i Tyresåns sjösystem, närmast från Ågestasjön, som i sin tur får vatten från Trehörningen och Orlången. Flödet har sedan 1985 varierat mellan fyra och 32 Mm³, men ligger på 20 Mm³ i genomsnitt (Miljöförvaltningen et al, 2000). De tre dikena Kräppla-, Magelungsdiket och Djupån bidrar tillsammans med cirka 3 Mm³/år. Den samlade mängden dagvatten som årligen tillförs Magelungen uppgår till 10 Mm³ och 14 av 20 dagvattenledningar kommer från centrum (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Den totala fosforbelastningen har uppskattats till cirka 1800 kg/år och ungefär 55 % av detta kommer via Norrån. Internbelastningen påverkas av den låga syrehalten i vattnet och når 230 kg fosfor/år. Vad gäller kväve så tillförs hela 72 % (18/25 ton/år) via Norrån.

Av tillrinningsområdet så hör 35 % till Stockholm och resten tillhör Huddinge kommun. I den delen av tillrinningsområdet som ligger inom Stockholm beräknas huvuddelen av näringsämnen komma från bebyggelse och förorenad mark. Detsamma gäller zink och koppar.

Sjökvalitet

Magelungen kan delas upp i två olika sjöar med avseende på kvalitet och djup. Sjöns nordvästra del är grund och ingen skiktning förekommer. Omsättningen är på grund av de mindre tillflödena lång. I sjöns norra del begränsas planktonalgerna av kvävebrist medan fosfatfosforbrist ibland råder i den södra delen. Andelen undervattensväxter i norra delen har ökat kraftigt, men klorofyllhalterna är lägre, 10-25 µg/l jämfört med 20-70 µg/l i den södra djupa delen. Vattenomsättningen är här god tack vare Norråns tillflöde. Under sommaren är vattenmassan skiktad och det råder syrebrist och förekomst av svavelväte under 6-8 meters djup.

Sjöns fosfor- och kvävehalter är höga, 50 respektive 1000 µg/l men måttliga i jämförelse med de andra av Stockholms sjöar. Siktdjupet är litet, 1-1,5 meter och bakteriehalten låg.

Generellt så har sjön låga tungmetallhalter, dock har höga halter koppar och zink påträffats och även en viss förhöjning av PCB i de översta sedimenten. År 2000 påvisade sedimentprover invid ett dagvattenutlopp oljeföroreningar (Miljöförvaltningen et al, 2000). Även förhöjda halter av vissa metaller noterades.

Även grundvattenprovtagning utförd vid Högdalstippen visade liknande resultat.

Djur- och växtliv

Även i detta sammanhang kan man dela in sjön i en norra och södra del. Den sydöstra delen, beträffande plankton, domineras av de blågröna algerna varav flera är potentiellt giftiga. Inga stora mängder djurplankton noterades. I den nordvästra delen av sjön var antalet blågröna alger mindre och andelen gröna alger mer. Istället för Pansaralger fanns det Kiselalger i den norra delen. I övrigt var artsammansättningen densamma.

Magelungen utmärker sig lite med att innehålla undervattensväxterna axslinga och hornsärv i rikliga mängder.

I Bottenfaunan dominerar sötvattenssnäckor, nattsländor, iglar och skalbaggar. Vid 2000 års inventering upptäcktes den fridlysta citronfläckade kärrtrollsländan, den är också skyddad av EU:s habitatdirektiv.

Fiskarterna domineras av abborre, björkna, mört och gös.

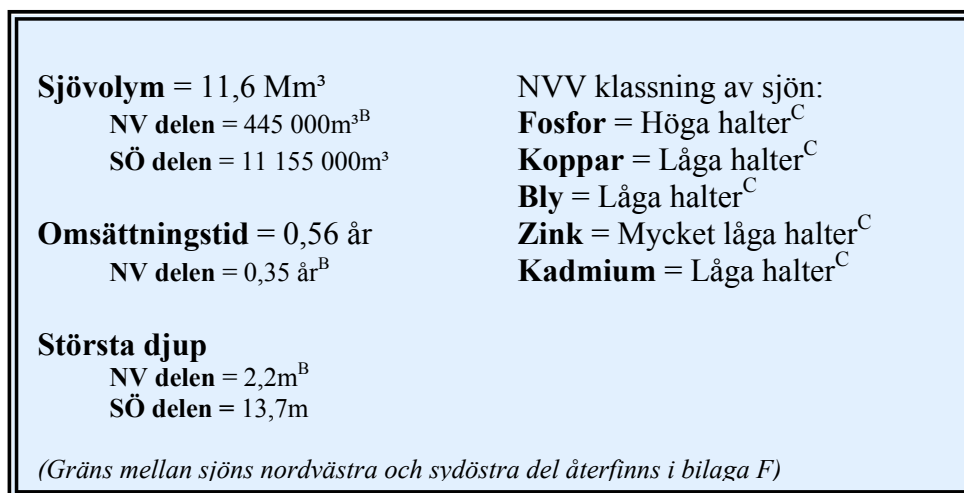
Skäggdopping, sothöna, rörhöna och gräsand häckar samtliga vid sjöns nordvästra strand. Skäggdoppingen är lokalt/regionalt skyddsvärd vilket även enkelbeckasinen som setts häcka vid Kräppladiket är. Värt att också notera är att Magelungen ger husrum åt ett av kommunens två par av brun kärrhök (år 2000) (Miljöförvaltningen et al, 2000). Skrattnås (L/R skv), fiskgjuse, fiskmå, gråtrut, häger och fisktärna (L/R skv) är också vanliga fåglar kring sjön. Kanadagås och knölsvan häckar på Huddingesidan. Två rödlistade arter man kan stöta på är; silltrut och brunand.

Övrigt

Bl.a. värdefulla naturtyper som lundartade ekbestånd med rik vårflora och amertistkantarellen bidrar till områdets stora naturvärde. Strandpromenader, friluftsområdet vid Ågesta, fisket, skridskoåkning och badmöjligheter m.m. gör området till ett populärt friluftsområde med stort värde.

Sportfiske är tillåtet via Sportfiskekortet.

Strandskydd gäller för sjöns nordvästra södra strand, på Farstanäset, runt Magelungsdiket och Kräppladiket. Hela nordvästra delen av sjön inklusive tillrinningsområdet bedöms ekologiskt särskilt känslig tillsammans med stora delar av den Stockholmstillhörande Magelungens stränder. (Miljöförvaltningen et al, 2000)



Figur 8: Snabbfakta Magelungen, samt de olika delarnas data.

^B = Månsson, 2000, ^C = Lindgren, 2005

Magelungen har uppdelats i två olika sjöar, se bilaga F, en nordvästra del och en sydöstra beroende på dels olika omsättningstider och maxdjup. Skillnad i föroreningshalter har tyvärr inte kunnat tas med på grund av brist på data. Omsättningstiden för sjöns djupa del (sydöstra) har antagits desamma som den beräknade omsättningstiden för hela sjön.

För den grunda delen utav sjön, den nordvästra, fås med tabell 14, sida 39, och figur 8 resultaten i tabell 27 till 30 och för den djupa delen ges resultaten i tabell 31 till 34.

Nybyggnation, rinnande till sjöns nordvästra (grunda) del

Tabell 27: Bedömning av fosfors påverkan på sjön med vatten från ett villaområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Fosfor
Mängd förorening	0,61	3
Sjödjup	0,28	2
Omsättningstid	0,11	4
Totalt	1	2,83

Tabell 28: Bedömning av metallernas påverkan på sjön med vatten från ett villaområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Cu	Pb	Zn	Cd
Mängd förorening	0,52	3	3	3	3
Sjödjup	0,27	2	2	2	2
Omsättningstid	0,15	2	2	2	2
Koncentration	0,06	1	1	1	1
Totalt	1	2,46	2,46	2,46	2,46

Resultatet av analysen är att vatten bör renas med avseende på samtliga i analysen granskade metaller. Fosfor är på gränsen och en försämring av omsättningstidens gradering skulle kunna medföra att rening även rekommenderas för fosfor.

Industri, rinnande till sjöns nordvästra (grunda) del

Tabell 29: Bedömning av fosfors påverkan på sjön med vatten från ett industriområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	P
Mängd förorening	0,61	3
Sjödjup	0,28	2
Omsättningstid	0,11	4
Totalt	1	2,83

Tabell 30: Bedömning av metallernas påverkan på sjön med vatten från ett industriområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Cu	Pb	Zn	Cd
Mängd förorening	0,52	2	2	2	3
Sjödjup	0,27	2	2	2	2
Omsättningstid	0,15	2	2	2	2
Koncentration	0,06	1	1	1	1
Totalt	1	1,94	1,94	1,94	2,46

Samma resonemang som för nybyggnation gäller vid utsläpp av det i analysen granskade industridagvattnet som får än lägre bedömning jämfört med villaområdes-dagvattnet. Ett sätt att förbättra bedömningen av dagvattnet skulle kunna vara att minska mängden eller infiltrera dagvattnet.

Nybyggnation, rinnande till sjöns sydöstra (djupa) del

Tabell 31: Bedömning av fosfors påverkan på sjön med vatten från ett villaområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Fosfor
Mängd förorening	0,61	3
Sjödjup	0,28	5
Omsättningstid	0,11	3
Totalt	1	3,56

Tabell 32: Bedömning av metallernas påverkan på sjön med vatten från ett villaområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Cu	Pb	Zn	Cd
Mängd förorening	0,52	3	3	3	3
Sjödjup	0,27	5	5	5	5
Omsättningstid	0,15	3	3	3	3
Koncentration	0,06	1	1	1	1
Totalt	1	3,42	3,42	3,42	3,42

Industri, rinnande till sjöns sydöstra (djupa) del

Tabell 33: Bedömning av fosfors påverkan på sjön med vatten från ett industriområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	P
Mängd förorening	0,61	3
Sjödjup	0,28	5
Omsättningstid	0,11	3
Totalt	1	3,56

Tabell 34: Bedömning av metallernas påverkan på sjön med vatten från ett industriområde.

Påverkansfaktor	Betydelse	Cu	Pb	Zn	Cd
Mängd förorening	0,52	3	3	3	3
Sjödjup	0,27	5	5	5	5
Omsättningstid	0,15	3	3	3	3
Koncentration	0,06	1	1	1	1
Totalt	1	3,42	3,42	3,42	3,42

Som tydligt ses är skillnaden stor på hur dagvattnet inverkar på Magelungens nordliga respektive sydliga del. I sjöns sydliga del behöver varken industridagvattnet eller villaområdesdagvattnet renas i något avseende innan utsläpp, till skillnad mot i sjöns norra del. Djupet i sjön är en viktig faktor för Magelungens kvalitet så väl i den norra som i den södra delen, fast på olika sätt. Vid denna bedömning är det viktigt att komma ihåg att det är antaget att det är liknade halter i sjöns norra som i den södra. En gissning är att metallhalterna är något högre i sjöns norra del.

Information om de 11 andra sjöarna i Stockholmsområdet återfinns i bilaga G, dock utan analys av dagvattenutsläpp.

10. Resultat och diskussion

Bedömningen av dagvattnet med hjälp av den framtagna multikriterieanalysen visar att både dagvattnet från villaområdet samt från industriområdet skall genomgå rening med avseende på metaller innan utsläpp till Råcksta Träsk. Däremot kan rening av fosfor, enligt modellen, undvaras till förmån för metallavskiljning.

Vad beträffar utsläpp av samma vatten till Judarn rekommenderas att oavsett vilket av de två utsläppen det handlar om skall det renas.

Enligt analysen klarar Flaten av båda utsläppen utan föregående rening mycket tack vare den stora volymen och sjöns stora djup. Utsläppen anses inte dra ned kvalitetsbedömningen av sjön.

Magelungen påverkas helt olika beroende på vart i sjön utsläppet sker. Helst skall förorenat vatten inte alls släppas ut i den grunda delen utav sjön. Med avseende på fosfor kan båda dagvattnen släppas ut, men bedömningen av utsläppet är känsligt för en försämring av omsättningstiden, exempelvis på vintern. Detsamma gäller maxdjupet där gradering kan försämrats tämligen fort i den grunda delen utav sjön. Maxdjupet är 2,2 m (Månsson 2000) och gränsen för att få gradering 1 är <2 m. I sjöns djupa del påverkar utsläppet inte alls på samma sätt. Här upprätthåller utsläppen, tillsammans med djup och omsättningstid, sjöns nuvarande kvalitet enligt modellen.

Flera förenklingar av naturens uppförande har gjorts i den här studien.

Däribland kan uttrycket $c_s \cdot v$ ($v = v_s - v_f$), diskuteras då vattnet som lämnar recipienten ofta redan påverkats av föroreningen och därmed inte har sjöns ursprungliga koncentration, som det i modellen är antaget. Dessutom varierar en sjös volym under året så att v skulle kunna sättas lika med v_s . Ett annat antagande är att total omblandning av det tillförande dagvattnet sker och att det späds med hela vattenmassan. Samtliga av dessa antagande är att ta i beaktning vid tillämpning av modellen.

En annan mycket viktig aspekt att komma ihåg är att modellen riktar in sig på *vattenkvaliteten*. Ingen hänsyn har tagits till hur bottenmiljön påverkas.

Modellen har gjorts utifrån det att halterna sjön skall sjunka, så höga betyg betyder att det är låga halter i dagvattnet tillsammans med goda förutsättningar för sjön. Detta måste komma ihåg eftersom en del sjöar idag inte behöver eller ska förbättras, där handlar det om att bevara. Då gäller det för den framtagna modellen att ett dagvatten kommer så nära gradering tre som möjligt.

Det går inte att bara stirra sig blind på siffran, utan fråga; Hur ska sjöns kvalitet förändras? Är det säkert att det är bättre att minska halterna fosfor? Halterna kanske bör höjas?

Sen kan man utifrån recipientens behov bedöma om värdet man får är bra.

Graderingens storlek är också att beakta. Om det vid en nybyggnation leder till att det nya dagvattnet som kommer att rinna till recipienten får gradering ett jämfört med det tidigare dagvattnet från området som kanske hade tre, samtidigt som omsättningstiden är snabb kan detta få konsekvenser för djur- och växtliv eftersom deras livsmiljö hastigt förändras.

Gradering för påverkansfaktorn *omsättningstid* med avseende på fosfor är områdesspecifik och gäller inte för sjöar med goda syreförhållanden, utan främst sjöar med syrebrist så som i Stockholmsområdet.

För att se hur mycket en förändring av den inbördes betydelsen betydde för resultatet gjordes en snabb kontroll genom att testa olika metoder för bestämmandet av betydelsen. De jämförda

metoderna var den använda ROC-metoden, Swing-metoden (utförd av författaren), ”Rank-sum weights”-metoden och en metod som ger samma inbördes betydelse. De olika inbördes betydelserna visas i tabell 35.

Tabell 35: De olika inbördes betydelserna för fyra olika metoder när fyra påverkansfaktorer används.

Påverkansfaktor	ROC-metod	Swing-metod	”Rank-sum Weights”	”Equal weights”
Mängd förorening (v_d/v_s)	0,52	0,5	0,4	0,25
Omsättningstid	0,27	0,2	0,3	0,25
Sjödjup	0,15	0,2	0,2	0,25
Konc.	0,06	0,1	0,1	0,25

Resultatet visade att val av metod i denna MCA inte spelade så stor roll. För dagvattnet från industriområdet till den djupa delen av Magelungen med avseende på kadmium, varierade den sammanvägda graderingen från 2,75 till 3,27. 2,75 gavs med metoden som innebär att alla påverkansfaktorer har samma inbördes betydelse, vilket författaren inte tror någon skulle anse stämma i sammanhanget. Om den metoden utesluts handlar det om en skillnad på 0,27 i den sammanvägda graderingen av dagvattenutsläppet. Ovan resonemang gäller då rangordningen av påverkansfaktorerna bibehålls så att mängden förorening fortfarande anses ”viktigast” och så vidare.

11. Slutsats och fortsatta studier

Slutsatsen är att modellen kan, som den ser ut idag, användas som en vägledning om hur dagvattnet påverkar recipienten, men en vidareutveckling av modellen skulle kunna förbättra den avsevärt.

Resultatet i multikriterieanalysen ger också en fingervisning om vilken reningsanläggning man skall välja eftersom modellen visar vilken förorening i vattnet som medför den mest negativa påverkan på sjön. Om ett analyserat dagvatten får väldigt låg bedömning med avseende på metaller och relativt högt beträffande fosfor är ett bra förslag att då rikta in avskiljningen på metaller istället för fosfor. Detta är en fördel då dagens reningsanläggningar sällan renar både metaller och fosfor på ett tillfredsställande sätt.

Eftersom bakgrunden till modellen är ramdirektivets mål att förbättra och bevara fungerar modellen utmärkt i övervakningssyfte. Om en sjös kvalitet varken skall förbättras eller försämrats så undersöks nuläget. Hur se bedömningarna ut för de olika dagvatten som når recipienten just nu? Sedan kan man kontrollera att dessa ej förändras vid byte av exempelvis markanvändning inom tillrinningsområdet.

Resultatet uppfyller de satta målen och dessutom ger den information om vilket ämne som påverkar sjön mest negativt och alltså vilket ämne reningen främst skall rikta in sig på. Detta är ett stort plus i kanten då det än idag inte finns någon optimal reningsanläggning som har hög avskiljningsgrad för alla ämnen. Modellen skall främst användas till att jämföra och förbättra. Genom att minska föroreningsnivåerna av de utsläpp som medför stor negativ påverkan för sjöarna fås en gradvis sänkning av halterna och därmed en gradvis förbättring av sjön.

Detta arbete skall dock inte ses som en definitiv lösning om hur dagvatten skall bedömas. Sunt förnuft måste alltid råda i bakgrunden. Resultatet som fås är övergripande och handläggare måste alltid ta in omständigheter som är utanför det här arbetets ramar.

Vid fortsatta studier är en längre lista på alternativ eller föroreningar önskvärt eftersom dagvattnet idag består av flertalet olika ämnen. I och med att fler föroreningar skall kunna bedömas enligt samma skala kan en eller fler av påverkansfaktorerna komma att förändras under fortstätt utredning.

Ett förslag för att förbättra modellen är att göra en modell/analys för respektive ämne. På så sätt får man med det specifika ämnets alla egenskaper och komplexitet runt det. Då kan man istället för olika föroreningar titta på olika sjöar och se hur ett visst utsläpp skulle påverka sjöarna. Ett annat förslag är att i en och samma MCA för en viss förorening jämföra de olika dagvattnen. Exempel visas i tabell 36, nästa sida. Genom detta sätt undviks risken att stirra sig blind på ("pluttifiera") resultatet från en MCA beträffande ett särskilt dagvatten. Många bäckar små bildar ju en stor å. Detta skulle också göra modellen mer tillförlitlig eftersom multikriterieanalyser av detta slaget främst visat sin begåvning vid jämförelse av olika alternativ och för att utesluta vissa förslag. En modell där varje ämne kan studeras var för sig för de olika utsläppen till sjön skulle ge en mer överskådlig och korrekt bild på vart ingrepp så som rening skall ske, alternativt dela upp ämnena i grupper efter liknande egenskaper.

Tabell 36: Förslag på hur en framtida MCA skulle kunna se ut

Påverkansfaktor	Inbördes betydelse	Område A	Område B	Område C	Område D	Område E
I	0,1	1	2	3	8	6
II	0,1	5	9	8	3	9
III	0,1	8	6	1	3	6
IV	0,1	2	8	7	1	2
V	0,1	5	9	8	3	5
VI	0,1	8	6	1	3	6
VII	0,1	2	8	7	1	2
VII	0,1	1	2	3	8	6
IX	0,1	6	9	8	3	4
X	0,1	2	6	1	3	6
Totalt	1	4	6,5	4,7	3,6	5,2

Mindre klasser än de som naturvårdsverket har skulle givetvis vara önskvärt eftersom många intervall i deras klassificering är väldigt vida och en förändring som inte skulle märkas av i NVV klassning kan ändå ha betydande konsekvenser för en specifik sjö. En delning av klasserna skulle innebära ett bättre utslag och större skillnad mellan den slutliga poängen. Ett alternativ kan vara att helt skippa NVVs klassning och dela in dagvattnets halter i jämna intervall istället. Poängskalan skulle då kunna vara mellan 1-10 eller ännu större.

Som tidigare nämnts hade antalet påverkansfaktorer med fördel fått vara fler. Vad som fattas är bl.a. hänsyn till de olika föroreningarnas individuella beteende och påverkan. Exempelvis hade det varit bra att få med andelen löst respektive partikulärt material. En modell beskriven enligt ovan skulle möjliggöra medtagning av denna påverkansfaktor eftersom gradering utifrån endast den analyserade metallen skulle kunna göras. De i studien analyserade metallerna skiljer sig åt både sinsemellan och beroende på vart vattnet kommer ifrån och tid till att utreda och gradera detta har inte funnits.

Referenser

Skriftliga

- Aldheimer, G., 2004, *Dagvatten, Avsättningsmagasin Ryska smällen, undersökning utförd av Stockholm Vatten AB*, Stockholm, SVAB rapp 11-2004
- Brood K., Lundegårdt P H., 1998, *Stenar och fossil*, Nordstedts Natur, ISBN 91-518-3441-3, Stockholm
- Börjesson, E., Holmgren A., Larm, T., 1999, *Platsbesparande befintliga reningssystem för dagvatten*, Stockholm, VBB-VIAK
- Ekvall, J., 1998, *Rening av väg dagvatten med lamellavskiljare – försök vid Essingeleden*, Stockholm, Stockholm Vatten AB, Rapport nr. 46/98
- Ekvall, J., Strand, M., 2001, *Dagvattenundersökningar i Stockholm 1992-2000*, Stockholm, Stockholm Vatten AB, Rapport nr 3/2001
- Fischer, Gregory W., Jia, Jianmin., Dyer, James S., maj 1993, reviderad april 1997. *Attribute Weighting Methods and Decision Quality in the Presence of Response Error: A Simulation study*, Hong Kong
- Gatu- och fastighetskontoret, Miljöförvaltningen, Stadsbyggnadskontoret, Stadsdelsförvaltningarna, Stockholm Vatten AB, 1999, *Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad, Del 1, Metaller*, Stockholm
- Gatu- och fastighetskontoret, Miljöförvaltningen, Stadsbyggnadskontoret, Stadsdelsförvaltningarna, Stockholm Vatten AB (2), 2001, *Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad, Del 2, Organiska miljögifter Olja Näringsämnen och Bakterier*, Stockholm
- Gatu- och fastighetskontoret, Miljöförvaltningen, Stadsbyggnadskontoret, Stadsdelsförvaltningarna, Stockholm Vatten AB (1), 2001, *Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav, Del 3, Rening av dagvatten – exempel på åtgärder och kostnadsberäkningar*, Stockholm
- Gatu- och fastighetskontoret, Miljöförvaltningen, Stadsbyggnadskontoret, Stadsdelsförvaltningarna, Stockholm Vatten AB (3), 2001, *Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav, Del 2, Dagvattenklassificering*, Stockholm
- Gothnier, M., Hjorth, G., Östergård, S., 1999, *Rapport från ArtArken – Stockholms artdata-arkiv*, Stockholm, Miljöförvaltningen
- Johansson, J., 2001, *Hållbar markanvändning med multikriterieanalys*, Luleå, Luleå Tekniska Universitet rapport nr 2001:271, ISSN: 1402-1617.
- Larm, T., 1994, *Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling*, Stockholm, Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VA-Forsk Rapport nr 1994-06, ISBN 91-88392-80-5
- Miljöförvaltningen, Gatu- och fastighetskontoret, Idrottsförvaltningen, Stadsbyggnadskontoret, Stadsdelsförvaltningarna, Stockholm Vatten AB, Stockholms hamnar AB, Huddinge kommun, Solna stad, Solna Vatten AB, 2000, *VATTENPROGRAM för STOCKHOLM 2000 sjöar och vattendrag*, Stockholm, ISBN 91-88018-82-2
- Månsson, A., 2000, *PM Vattenomsättning*, Stockholm, Tyréns infrakonsult
- Naturvårdsverket, 2002, *Våra stränder och bestämmelser om strandskydd*, Stockholm, ISBN 91-620-8003-9
- Naturvårdsverket, 2004, *Fosforutsläpp till vatten år 2010 – delmål, åtgärder och styrmedel*, Rapport 5364, ISBN 91-620-5364-7

Rydberg, A. , 2001, *Dagvatten. Norra länkens avsättningsmagasin Undersökning utförd av Stockholm Vatten AB*, Stockholm, Stockholm Vatten AB, Rapport nr 14/2001

SFS 1987:10, *Plan- och bygglagen*

SFS 1987:244, *Lagen om allmänna vatten och avloppsanläggningar*

SFS 1998:808, *Miljöbalken*

SFS 2001:512, *Förordning om deponering av avfall*

Stockholm Stad, 2002, *Dagvattenstrategi för Stockholms stad*, Stockholm

Svensson M. Jonas., Strand J., Sahlén G., Weisner S., 2004, *Rikare mångfald och mindre kväve – Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd*, Halmstad, Naturvårdsverket Rapport 5362, ISBN 91-620-5362-0.

Viktröm, M., Gustavsson L-G., German, J., Svensson, G., 2004., *Dagvattendammars avskiljningsförmåga – påverkande faktorer och metodik för bedömning*, Stockholm, Svenskt Vatten AB, VA-forsk rapp. 2004-11

2000/60/EG, *Europaparlamentets och rådets direktiv*

Digitala

Analytica, URL: http://www.analytica.se/hem2001/pdf/swedac_metoder_stockholm.pdf, 2004-08-30, hämtades 2005-04-11

Dodgson, J., Spackman M., Pearman, A., Phillips, L., 2001, *Multi Criteria Analysis: A Manual*, Department of the Environment, Transport and the Regions, 2001. Office of the Deputy Prime Ministerwebsite, URL: <http://www.odpm.gov.uk/>, hämtades 2005-02-28

Lindgren, Gunilla, e-mail, 2005-04-26. Bifogad fil: *Tyresåsamarbetet2004.xls*, Provtagning samordnad av Länsstyrelsen, prover analyserade av Institutionen för miljöanalys

Markinfo, Institutionen för skoglig marklära, URL: <http://www.markinfo.slu.se/sve/kem/totkem/cu.html> , 2003-11-29, hämtades 2005-02-23

Miljöförvaltningen, *Materialflöden i Stockholm*, URL: <http://www.miljo.stockholm.se>, 2005-01-17, hämtades 2005-02-24

Miljömålportalen, URL: http://miljomal.nu/om_miljomalen/, 2004-06-01, hämtades 2005-01-28

Nationalencyklopedin, URL: <http://www.ne.se/>, hämtades 2005-02-25

Naturvårdsverket (3) , URL: <http://www.naturvardsverket.se/>, hämtades 2005-02-24

Stockholms stadsbyggnadskontor, URL: <http://www.sbk.stockholm.se/op/op-ett.htm> 1998-08-27, hämtades 2005-01-31

Stockholm stads webportal, URL: <http://www.stockholm.se>, 2005-01-14, hämtades 2005-01-31

Stockholm Vatten AB, URL: <http://www.stockholmvatten.se>, hämtades 2005-03-21

Vattenportalen, URL: <http://www.vattenportalen.se/>, hämtades 2005-02-04

Zink Info Norden AB, URL: <http://www.zincinfo.se/miljon/miljon.htm>, 2004-05-18, hämtades 2005-02-24

Muntliga

Alm, Henrik, Utredningsingenjör, Stockholm Vatten AB, våren 2005

Hallberg, Magnus, Doktorand vid avdelningen för mark- och vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm, 2005-04-05

Ingri, Johan, Professor vid avdelningen för tillämpad geologi, institutionen för tillämpad kemi och geovetenskap, Luleå Tekniska Universitet, 2005-03-10

Mijatovic, Mirjana, Kemist, Stockholm Vatten AB, Stockholm, 2005-03-10

Lindgren, Gunilla (2), Limnolog, Stockholm Vatten AB, Stockholm, våren 2005

Lännergren, Christer, Limnolog/Marinbiolog, Stockholm Vatten AB, Stockholm, våren 2005

Uppström, Cecilia, Kemist, Stockholm Vatten AB, Stockholm 2005-03-18

Bilagor

Bilaga A, *Koncentrationsgradering*

Bilaga B, *Gradering av Mängden dagvatten*

Bilaga C, *Föroreningshalter i dagvatten*

Bilaga D, *Karta över Stockholm och de testade sjöarna*

Bilaga E, *Karta över Judarna och Råcksta Träsk*

Bilaga F, *Karta över Magelungen och Flaten*

Bilaga G, *Information som de övriga sjöarna i Stockholmsområdet*

Tabeller för gradering av påverkansfaktorn *koncentration*

KOPPAR (µg/l)

Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MYCKET HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 5</i> (>45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	-	(>300)	45-300	9-45	<9
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 4</i> (9-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	(>300)	45-300	9-45	3-9	<3
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MÄTTLIGT HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 3</i> (3-9µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	45-(300)	9-45	3-9	0,5-3	<0,5
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>LÅGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 2</i> (0,5-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	9-(300)	3-9	0,5-3	<0,5	-
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MYCKET LÅGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 1</i> (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	3-(300)	0,5-3	<0,5	-	-

BLY (µg/l)

Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MYCKET HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 5</i> (>15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	-	(>50)	15-50	3-15	<3
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 4</i> (3-15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	(>50)	15-50	3-15	1-3	<1
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MÄTTLIGT HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 3</i> (1-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	15-(50)	3-15	1-3	0,2-1	<0,2
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>LÅGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 2</i> (0,2-1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	3-(50)	1-3	0,2-1	<0,2	-
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MYCKET LÅGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 1</i> (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	1-(50)	0,2-1	<0,2	-	-

ZINK (µg/l)

Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MYCKET HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 5</i> (>300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	-	(>600)	300-600	60-300	<60
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 4</i> (60-300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	(>600)	300-600	60-300	20-60	<20
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MÄTTLIGT HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 3</i> (20-60µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	300-(600)	60-300	20-60	5-20	<5
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>LÅGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 2</i> (5-20µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	60-(600)	20-60	5-20	<5	-
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MYCKET LÅGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 1</i> (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	20-(600)	5-20	<5	-	-

KADMIUM (µg/l)

Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MYCKET HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 5</i> (>1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	-	(>1,8)	>1,5-1,8	0,3-1,5	<0,3
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 4</i> (0,3-1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	(>1,8)	1,5-1,8	0,3-1,5	0,1-0,3	<0,1
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MÄTTLIGT HÖGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 3</i> (0,1-0,3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	1,5-(1,8)	0,3-1,5	0,1-0,3	0,01-0,1	<0,01
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>LÅGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 2</i> (0,01-0,1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	0,3-(1,8)	0,1-0,3	0,01-0,1	<0,01	-
Till <i>RECIPIENT</i> med <i>MYCKET LÅGA</i> halter, dvs <i>NVV klass 1</i> (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Dagvattnets koncentration	0,1-(1,8)	0,01-0,1	<0,01	-	-

Tabeller för gradering av påverkansfaktorn *mängd förorening*

Fosfor Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

FOSFOR-KONCENTRATION = 20 µg/l

Till RECIPIENT med EXTREMT HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		-	<18,9	18,9-67,1	67,1-96,1
Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (45-96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<27	27-88	
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (23-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-		=0		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 2 (12,5-23µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-	-	=0		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<12,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-	>25	<25	-	-

FOSFOR-KONCENTRATION = 50 µg/l

Till RECIPIENT med EXTREMT HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<31,3	>31,3	-
Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (45-96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0		-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (23-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-		=0		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 2 (12,5-23µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>81,5	12,8-81,5	<12,8		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<12,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	28-86,7	5-28	<5		-

FOSFOR-KONCENTRATION = 100 µg/l

Till RECIPIENT med EXTREMT HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0	-	-
Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (45-96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0		-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (23-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>92,7	12,3-92,7	<12,3		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 2 (12,5-23µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	28,6-94,8	4,48-28,6	<4,48		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<12,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	12-37,1	2,14-12	<2,14		-

FOSFOR-KONCENTRATION = 200 µg/l

Till RECIPIENT med EXTREMT HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0	-	-
Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (45-96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>13,8	<13,8		-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (23-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>32,9	4,35-32,9	<4,35		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 2 (12,5-23µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	12,4-41,2	1,95-12,4	<1,95		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<12,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	5,6-17,3	1-5,6	<1		-

Bilaga B

Fosfor Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

FOSFOR-KONCENTRATION = 350 µg/l

Till RECIPIENT med EXTREMT HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<37,5	-	-
Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (45-96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		5,67-60,6	<5,67	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (23-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	16,7-67,2	2,21-16,7	<2,21	-	-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 2 (12,5-23µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	6,73-22,3	1,06-6,73	<1,06	-	-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<12,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	3,11-9,63	0,55-3,11	<0,55	-	-

FOSFOR-KONCENTRATION = 950 µg/l

Till RECIPIENT med EXTREMT HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<5,36		
Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (45-96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		1,69-18	<1,69		
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (23-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	5,64-22,7	0,746-5,64	<0,746		
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 2 (12,5-23µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	2,37-7,87	0,372-2,37	<0,372		
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<12,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	1,12-3,47	0,2-1,12	<0,2		-

FOSFOR-KONCENTRATION = 600 µg/l

Till RECIPIENT med EXTREMT HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<10,7	-	-
Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (45-96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		2,86-30,6	<2,86		-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (23-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	9,19-36,9	1,22-9,19	<1,22		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 2 (12,5-23µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	3,81-12,7	0,598-3,81	<0,598		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<12,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	1,79-5,53	0,319-1,79	<0,319		-

FOSFOR-KONCENTRATION = 1500 µg/l

Till RECIPIENT med EXTREMT HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<3		
Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (45-96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		1,03-11,0	<1,03		
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (23-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	3,51-14,1	0,464-3,51	<0,464		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 2 (12,5-23µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	1,49-4,94	0,23-1,49	<0,234		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<12,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	0,706-2,18	0,126-0,706	<0,126		-

Bilaga B

Fosfor Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

FOSFOR-KONCENTRATION = 2200 µg/l

Till RECIPIENT med EXTREMT HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<1,92	-	-
Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (45-96µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		0,648-7,32	<0,684		-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (23-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	2,37-9,51	0,313-2,37	<0,313		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 2 (12,5-23µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	1,01-3,35	0,158-1,01	<0,158		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<12,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	0,48-1,49	0,086-0,48	<0,086		-

Bilaga B

Koppar Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

KOPPAR-KONCENTRATION = 5 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<11,3	11,3-90	>90
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (9-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<22,5	>22,5	-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (3-9µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-		=0		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,5-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-	>30	<30		
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>55,6	2,22-55,6	<2,22		

KOPPAR-KONCENTRATION = 100 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (9-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>8,18	<8,18	-	-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (3-9µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>39,6	0,989-39,6	<0,989	-	-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,5-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	6,19-43,3	0,619-6,19	<0,619	-	-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	2,51-8,54	0,1-2,51	<0,10	-	-

KOPPAR-KONCENTRATION = 40 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<90	>90	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (9-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (3-9µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>2,9	<2,9		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,5-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>16,2	1,62-16,2	<1,62		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	6,33-21,5	0,253-6,33	<0,253		-

KOPPAR-KONCENTRATION = 300 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (9-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>1,76	<1,76		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (3-9µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	12,4-100	0,309-12,4	<0,309		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,5-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	2,02-14,1	0,20-2,02	<0,20		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	0,835-2,84	0,033-0,835	<0,033		-

Bilaga B

Koppar Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

KOPPAR-KONCENTRATION = 500 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<15	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (9-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		0,989-56,0	<0,989		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (3-9µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	7,33-59,3	0,183-7,33	<0,183		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,5-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	1,21-8,45	0,121-1,21	<0,121		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	0,501-1,70	0,020-0,501	<0,020		-

KOPPAR-KONCENTRATION = 850 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<5,45	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (9-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		0,559-31,7	<0,559		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (3-9µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	4,28-34,6	0,107-4,28	<0,107		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,5-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	0,708-4,96	0,071-0,708	<0,071		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	0,294-1,00	0,012-0,294	<0,012		-

KOPPAR-KONCENTRATION = 1300 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<3	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (9-45µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		0,359-20,3	<0,359		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (3-9µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	2,79-22,5	0,070-2,79	<0,070		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,5-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	0,463-3,24	0,046-0,463	<0,046		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	0,192-0,654	0,008-0,192	<0,008		-

Bilaga B

Zink Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

ZINK-KONCENTRATION = 10 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<10,3	10,3-82,8	82,8-96,6
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (60-300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<12	12-80	>80
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (20-60µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-		<20	>20	-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (5-20µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-	-	=0		
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-	>20	<20		

ZINK-KONCENTRATION = 150 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<20	>20	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (60-300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0	-	-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (20-60µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>6,67	<6,67	-	-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (5-20µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>30,8	1,54-30,8	<1,54	-	-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	10,3-37,9	0,690-10,3	<0,690		-

ZINK-KONCENTRATION = 50 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<12	12-96	>96
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (60-300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<60	>60	-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (20-60µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (5-20µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>6,67	<6,67		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>33,3	2,2-33,3	<2,2		

ZINK-KONCENTRATION = 300 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (60-300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (20-60µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>2,5	<2,5		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (5-20µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>14,3	0,714-14,3	<0,714		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	5,08-18,6	0,339-5,08	<0,339		-

Bilaga B

Zink Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

ZINK-KONCENTRATION = 600 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (60-300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>10	<10		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (20-60µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>44,4	1,1-44,4	<1,1		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (5-20µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	6,90-48,3	0,345-6,90	<0,345		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	2,52-9,24	0,168-2,52	<0,168		-

ZINK-KONCENTRATION = 1000 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<15	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (60-300µg/l)					
Dagvattnets gradering				4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		4,29-42,9	<4,29		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (20-60µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	25,5-57,4	0,638-25,5	<0,638		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (5-20µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	4,08-28,6	0,204-4,08	<0,204		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	1,51-5,53	0,101-1,51	<0,101		-

ZINK-KONCENTRATION = 1500 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<6,67	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (60-300µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		2,5-25	<2,5		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (20-60µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	16,7-37,5	0,417-16,7	<0,417		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (5-20µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	2,70-18,9	0,135-2,70	<0,135		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	1,00-3,68	0,067-1,00	<0,067		-

Bilaga B

Bly Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

BLY-KONCENTRATION = 2,5 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<12	12-96	>96
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (3-15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<60	>60	-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (1-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-		=0		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,2-1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-	>6,67	<6,67		
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,2µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>34,8	1,74-34,8	<1,74		

BLY-KONCENTRATION = 20 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (3-15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>30	<30	-	-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (1-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>70,6	1,76-70,6	<1,76	-	-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,2-1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	10,5-73,7	0,526-10,5	<0,526	-	-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,2µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	4,04-14,1	0,20-4,04	<0,20		-

BLY-KONCENTRATION = 8 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<21,4	>21,4	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (3-15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (1-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>6	<6		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,2-1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>28,6	1,43-28,6	<1,43		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,2µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	10,3-35,9	0,513-10,3	<0,513		-

BLY-KONCENTRATION = 60 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<50	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (3-15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		3,3-77,8	<3,3		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (1-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	21,1-82,5	0,526-21,1	<0,526		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,2-1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	3,39-23,7	0,169-3,39	<0,169		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,2µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	1,34-4,68	0,067-1,34	<0,067		-

Bilaga B

Bly Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

BLY-KONCENTRATION = 100 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<10	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (3-15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		1,76-41,2	<1,76		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (1-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	12,4-48,5	0,309-12,4	<0,309		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,2-1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	2,02-14,1	1,01-2,02	<0,101		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,2µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	0,802-2,81	0,04-0,802	<0,040		-

BLY-KONCENTRATION = 200 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<3,3	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (3-15µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		0,81-18,9	<0,81		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (1-3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	6,09-23,9	0,152-6,09	<0,152		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,2-1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	1,01-7,04	0,05-1,01	<0,050		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,2µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	0,40-1,40	0,02-0,400	<0,020		-

Bilaga B

Kadmium Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

KADMIUM-KONCENTRATION = 0,05 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<10,3	10,3-82,8	82,8-96,6
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (0,3-1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<24	24-80	>80
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (0,1-0,3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-		<40	>40	-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,01-0,1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-	-	=0		
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,01µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-	>5	<5		

KADMIUM-KONCENTRATION = 0,5 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<15	>15	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (0,3-1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0	-	-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (0,1-0,3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>30	<30	-	-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,01-0,1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>50	5-50	<5	-	-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,01µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	18,4-59,2	0,408-18,4	<0,408		-

KADMIUM-KONCENTRATION = 0,1 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<10,7	10,7-85,7	>85,7
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (0,3-1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<30	>30	-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (0,1-0,3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,01-0,1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,01µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	-	>2,22	<2,22		

KADMIUM-KONCENTRATION = 1 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<30	>30	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (0,3-1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			=0	-	-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (0,1-0,3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		>8,57	<8,57	-	-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,01-0,1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	>22,2	2,2-22,2	<2,2	-	-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,01µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	9,09-29,3	0,202-9,09	<0,202		-

Bilaga B

Kadmium Mängden förorening är angiven i andel volym förorenat dagvatten av sjöns volym i procent

KADMIUM-KONCENTRATION = 2 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<90	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (0,3-1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		30-60	<30		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (0,1-0,3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	70,6-88,2	3,53-70,6	<3,53		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,01-0,1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	10,5-73,7	1,05-10,5	<1,05		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,01µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	4,52-14,6	0,101-4,52	<0,101		-

KADMIUM-KONCENTRATION = 3,5 µg/l

Till RECIPIENT med MYCKET HÖGA halter, dvs NVV klass 5 (>1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))			<10,6	-	-
Till RECIPIENT med HÖGA halter, dvs NVV klass 4 (0,3-1,5µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))		7,5-15	<7,5		-
Till RECIPIENT med MÄTTLIGT HÖGA halter, dvs NVV klass 3 (0,1-0,3µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	37,5-46,9	1,875-37,5	<1,875		-
Till RECIPIENT med LÅGA halter, dvs NVV klass 2 (0,01-0,1µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	5,88-41,2	0,588-5,88	<0,588		-
Till RECIPIENT med MYCKET LÅGA halter, dvs NVV klass 1 (<0,01µg/l)					
Dagvattnets gradering	1	2	3	4	5
Mängd förorening (vd/vs (%))	2,58-8,31	0,057-2,58	<0,057		-

Föroreningshalter i dagvatten från fyra olika områden

Ämne (Totalhalt)	Enhet	Vägar(8 000-19 000 fordon/dygn) 3 undersökningar ^c		Trafikleder(33 000- 120 000 fordon/dygn) 4 undersökningar ^d	
		median	min-max	median	min-max
SS	mg/l	41-175	6-1899	136-320	34-1295
N ^a (kväve)	mg/l	1,7-2,9	0,3-4,6	2,1-3,3	0,4-5,5
P (fosfor)	mg/l	0,17-0,28	0,04-1,6	0,30-0,36	0,1-9,3 ^b
Pb	µg/l	15-62	2-170	41-103	2-1200
Cd	µg/l	0,3-0,4	0,1-1,7	0,4-1,5	0,1-9,5 ^b
Hg	µg/l	0,1-0,2	<0,1-2,1	0,1-0,2	<0,1-3,1
Cu	µg/l	52-74	2-240	70-110	28-800
Zn	µg/l	180-310	9-1200	260-1100	59-4400 ^b
Ni	µg/l	5-8	<1-30	9-19	3-290 ^b
Cr	µg/l	6-27	<1-98	10-41	<1-260 ^b
Olja ^a	mg/l	0,5-0,84	0,1-7,2	0,8-1,2	0,2-20
PAH (15st föreningar)	µg/l		0,9-8,5	-	0,9-15,5

^a: Data från 1992-1993 uteslutna p.g.a. osäker analysmetod, kvarstår 2 respektive 3 undersökningar för "vägar" respektive "trafikleder".

^b: Extremvärde i samband med snösmältning från Essingeleden 1993.

^c: Tegelbacken, Norr mälstrand och Älvsjövägen.

^d: Essingeleden, Blommensberg och Norra länken.

Ämne Totalhalt	Enhet	Bostadsområden Flerfamiljsfastigheter 6 undersökningar ^d		Bostadsområden Enfamiljsfastigheter 2 undersökningar ^e	
		median	min-max	median	min-max
SS	mg/l	22-156	6-459 ^a	19-36	<2-130
N (kväve)	mg/l	0,8-1,9	0,4-4,6	1-1,6	0,5-2,9
P (fosfor)	mg/l	0,13-0,33	0,03-0,83	0,09	0,01-0,23
Pb	µg/l	8-62	1-86	6-8	3-55
Cd	µg/l	0,1-2,0	0,03-3,3	0,2-0,3	<0,1-1,8
Hg	µg/l	<0,1 ^a	<0,1-0,7 ^a	<0,2 ^b	<0,2 ^b
Cu	µg/l	170-550 ^c	50-1300 ^c	40-62	10-78
Zn	µg/l	37-1000 ^c	10-1500 ^c	76-110	23-200
Ni	µg/l	3-12	2-33	5 ^b	2-8 ^b
Cr	µg/l	2-14	1-45	4	1-18
Olja	mg/l	0,5 ^b	0,2-2,8 ^b	0,2-0,6	0,1-1,2
PAH (15st föreningar)	µg/l	-	0,1-3,7 ^a	-	-

^a: 2-4 undersökningar.

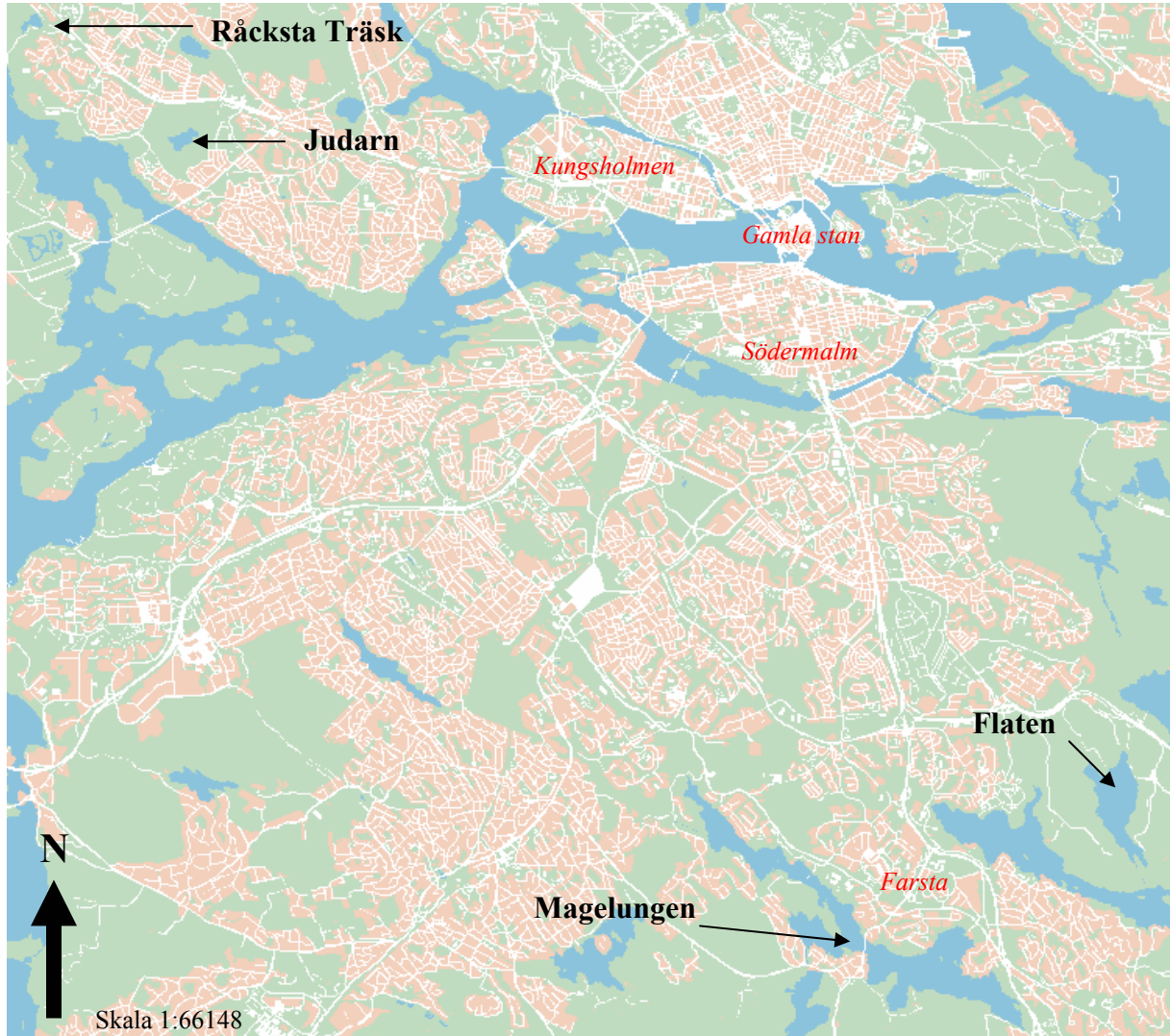
^b: En undersökning.

^c: Höga värden kopplade till dagvatten från takbeklädnader av plåt och koppar.

^d: Ma 18 1994 och 1996, Nybohov 1-3, Bastugatan.

^e: Radhus (Farsta) och Sätra.

Källa: Ekvall et al, 2001



Karta över stora delar utav Stockholm med de testade sjöarna utmärkta.



Karta över Räcksta Träsk



Karta över Judarn



Karta över Flaten



Karta över Magelungen samt indelningen, nordvästra/sydöstra, som gjorts vid bedömningen av dagvattenutsläppen

Västerortssjöarna

Västerortsjöarna tillhörde från början två större avrinningsområden vars utflöden båda mynnade i Bällstaviken – Ulvsundaviken på grund av en höjdrygg i sydväst. Det ena avrinningsområdet inkluderade Råcksta Träsk och Kyrksjön och det andra inkluderade Judarn och Lillsjön.

Cirka 300 meter nedströms dagens utlopp från Råcksta Träsk till Mälaren står en kvarn som byggdes för länge sedan. Samtidigt som bygget ägde rum omdirigerades utflödet från Råcksta Träsk från Bällstaviken – Ulvsundaviken till Mälaren och vattennivån sänktes. För att öka vattentillgången för kvarnen leddes i slutet av 1800-talet även Kyrksjöns utlopp om till Råcksta Träsk (Miljöförvaltningen et al, 2000) I början på 1900-talet var utloppet dock tillbaka i Bällstaviken – Ulvsundaviken. Idag är utloppet justerat till Råcksta Träsk igen och mestadels i kulvertar. Dessa kulvertar läcker i början och därav hamnar stora mängder i tunnlar som leder spill- och dagvatten till Bromma reningsverk.

Fler inläckage i Brommaverkets upptagningsområde har också noterats och i vissa fall kan dessa vara så stora att de påverkar sjöarnas vattenbalans.



Figur G:1: Karta över Västerortssjöarna

Kyrksjön

Vattennivån i Kyrksjön har sänkts, två gånger dessutom, 1863 och 1900 (Miljöförvaltningen et al, 2000). Vattenkvaliteten i Kyrksjön är relativt god och sjön ingår i naturreservatet Kyrksjölöten sedan 1997 (Stockholm stads webportal, 2005). Största uppmätta djupet i sjön är 2,5 m och den totala sjövolymen är 76 500 m³. Omsättningstiden är 7 månader. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Tillrinningsområdet och belastning

Området domineras av skog och öppen mark (53 %) samt av våtmark (24 %) och belastningen av näringsämnen är måttlig. Tillförsel av zink och koppar till sjön är lite

Sjökvalitet

Bakteriehalten är låg och siktdjupet ofta större än bottendjupet på 2 meter i den grunda sjön. Skiktning förekommer ej under sommaren och fosfor samt nitrit- och nitrathalterna är obefintliga. På vintern när syrehalten oftast är låg är fosforhalter ovanligt låga och svavelväte har förekommit i hela vattenmassan.

Halterna för samtliga tungmetaller i sedimenten är enligt analyser måttligt höga.

Djur- och växtliv

Området är rikt på växter och djur, bl.a. fladdermöss, fåglar och olika groddjur.

Följande arter i området är rödlistade; Brunand, Svarthakedopping (ingår även i EU:s habitatdirektiv), mindre hackspett, Vattensalamander (ingår även i EU:s habitatdirektiv), snok.

Skäggdoppingen är lokalt/regionalt skyddsvärd och samtliga groddjursarter i området (åkergroda, vanlig groda, vanlig padda) är fridlysta tillsammans med snoken.

Övrigt

Området har ett stort friluftsvärde och ingår i Sportfiskekortet.

Lillsjön

Lillsjön är den största av Brommasjöarna och också den mest näringsrika. Omsättningstiden är svår att beräkna på grund av okänt vattenutbyte med Mälaren, men största djupet i sjön är 3,0 m och sjövolymen är 196 000 m³. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Tillrinningsområdet och belastning

Cirka 53 % av tillrinningsområdet utgörs av skogsmark och öppen mark. Fritidsfastigheter och flerfamiljshus upptar omkring 21 % av området och starkt trafikerade vägar 4 %. Bromma flygplats ligger i direkt närhet till tillrinningsområdet och en liten del också inom området. Miljöfarlig verksamhet utgör 6 % av området.

Av detta bidrar bebyggelsen och trafiken med både störst mängd näringsämnen och metaller. År 2001 nådde 125 m³ bräddavloppsvatten per år sjön vid kraftiga regn.

Sjökvalitet

Bakteriehalten är relativt låg.

Temporär skiktning i sjön förekommer under sommaren. Bottenvattnet har tidvis syrebrist både under sommar och vinter och därtill svavelväte de båda årstiderna.

Klorofyllhalterna är extremt höga och siktdjupet är mycket litet. Fosforhalterna är extremt höga och kvävehalterna mycket höga. Blågröna alger dominerar.

Djur och växtliv

Djurlivet är rikt. Sjön är en viktig reproduktionslokal för flertalet fiskarter.

Brunand som är rödlistat återfanns vis inventering samt skäggdopping som är lokalt/regionalt skyddsvärd.

Övrigt

Sjön har ett stort friluftsvärde.

Djurgårdssjöarna

För omkring 1000 år sedan var samtliga av Djurgårdssjöarna en del av Lilla Värtan, men som ett resultat av landhöjningen uppstod Laduviken. De övriga sjöarna eller dammarna snarare har tillkommit under lite andra former.

Djurgårdssjöarna ingår i den Nationalstadspark som bildades 1995, och syftar till att bevara och utveckla den biologiska mångfalden och är Sveriges mest besökta natur- och kulturområde.



Figur G:2: Karta över Djurgårdssjöarna

Laduviken

Laduviken muddrades 1979 eftersom igenväxning ansågs potentiell om 50-100 år, samtidigt skapades ett kanalsystem med flertalet mindre öar i sjöns västra del. 1991 röjdes vass och kaveldun. Laduvikens omsättningstid är 3 månader och största djupet 3,2 m. Den totala sjövolymen är 117 000 m³.

Tillrinningsområdet och belastning

Hela 67 % av tillrinningsytan utgörs av skogsmark och övrig mark. Nästa stora bidrag kommer från arbetsplats/service (11 %), mycket från Stockholms Universitet som täcker ytterligare knappt 9 % (Miljöförvaltningen et al, 2000). Det är också Stockholms Universitet som mest bidrar till den yttre belastningen. Största mängden vatten går via en slam- och oljeavskiljarbassäng utan känd reningseffekt. Fosfor beräknas främst komma från bebyggelsen, även kväve som också kommer från skog och öppen mark. Koppartillförseln anses vara lika från kommunikation, bebyggelse och genomsläpplig mark

Sjökvalitet

Vattnet i Laduviken är saltrikt, har mycket höga fosforhalter och höga kvävehalter i ytvattnet. Siktdjupet är stort och klorofyllhalterna låga. Syrebrist i bottenvattnet under senvintern är vanligt tillsammans med svavelväte och svag skiktning förekommer under vintern och även under sommaren. Svavelväte har också noterats under sommaren.

I ytsedimenten finns förhöjda halter koppar och bly.

Grundvattenprovtagning väster om sjön visar innehåll av bakterier, organiska miljögifter och tungmetaller.

Djur- och växtliv

Både djur- och växtlivet är rikt. Den lokalt/regionalt skyddsvärda arten skäggdopping häckar kring Laduviken. Snoken som är rödlistad förekommer också bland de fridlysta djuren; vanlig groda, vanlig padda och mindre vattensalamander.

Övrigt

Laduviken har ett stort friluftsvärde.

Strandskyddet gäller sedan 1999-07-01, och Laduvikens stränder klassas som ekologiskt särskilt känsliga (Miljöförvaltningen et al, 2000). Zoologiska institutet använder Laduviken i undervisningen.

Lappkärret

Lappkärret har som namnet antyder tidigare varit ett kärr, men sedan slutet av 1960-talet när studentbostäder skall byggas punkterades en vattenåder och idag är kärret en damm. Sjöns största djup är endast 1,1 m och sjövolymen 16 000 m³. Omsättningstiden är 5 månader.

Tillringsområdet och belastning

Lappträskets tillrinningsområde består till största delen utav skog och öppen mark (85 %). Den yttre belastningen av föroreningar är låg.

Sjökvalitet

Både fosfor och kväve återfinns i mycket höga halter och siktdjupet är måttligt, ofta större än bottendjupet på en meter. Syrehalterna i vattnet är bra.

Djur- och växtliv

Rikt djur- och växtliv.

Larver av den rödlistade vinterflicksländan har påträffats. Häckande rödlistade fågelarter är, brunand, smådopping och snatterand. Samma fridlysta groddjur som hittades vid Laduviken återfanns vid Lappkärret; vanlig groda, vanlig padda och mindre vattensalamander.

Övrigt

Friluftsvärdet är stort och naturvärdet är mycket stort. Strandskyddet gäller även för Ladukärret och stränderna är klassade som ekologiskt särskilt känsliga. Zoologiska institutet använder sig av kärret i undervisningssyfte.

Spegeldammen

Spegeldammen kom till genom att muddermassorna från Laduviken lades upp på Stora Skuggans avvecklade skjutfält i början av 1980-talet (Miljöförvaltningen et al, 2000). Ett annat namn på Spegeldammen är Solfångardammen. 2000 och 2001 har sjön luftats för att gynna fiskfaunan Spegeldammens största djup är knappt 2 m. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Tillrinningsområdet och belastning

Markanvändningen inom området är begränsad och området består endast av öppen mark, skogsmark och förorenad mark. 66 % utgörs av öppen mark.

Denna markanvändning påverkar inte dammen, däremot inverkar tidigare markutnyttjande. Bl.a. skjutfältet som delvis var fyllt med byggavfall, det sediment som lades på det gamla skjutfältet påverkar också och området har används som tipp för schaktmassor och rivningsavfall. Belastningen av näringsämnen, zink och koppar är beräknad liten, men den tidigare markanvändningen ger nog mer än tidigare tänkt.

Sjökvalitet

Undersökning gjord 1998 visar på höga halter av både koppar, zink och dessutom kadmium i utflödet från dammen (Miljöförvaltningen et al, 2000). Det är måttliga halter kväve och fosfor och siktdjupet är också bedömt som måttligt och övergår ofta bottendjupet. Syrebrist har ej registrerats.

I sedimenten har man 2001 funnit mycket höga halter av bly och zink, höga halter av kadmium och koppar (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Djur- och växtliv

Spegeldammen har ett rikt djur- och växtliv. Fridlysta arter som hittas i och omkring Spegeldammen är; vanlig groda, vanlig padda, snok, mindre vattensalamander, citronfläckad kärrtrollslända och större vattensalamander, varav de två sista även ingår i EU:s habitatdirektiv. Snoken är också rödlistad likaså smådoppingen som även den finns i området.

Övrigt

Sjön har både stort friluft- och naturvärde. Så kallat put-and-take-fiske med öring och regnbågslax utförs av sportfiskeklubben. Allmänheten får ej fiska i sjön.

Isbladskärret

Isbladskärret ligger på södra Djurgården och uppstod ungefär samtidigt som Spegeldammen i början av 1980-talet genom att tidigare dränerad mark sattes under vatten. 1982-83 fördjupades sjön och 1995-96 torrlades den för att minska antalet rudor och avlägsna högre vegetation (Miljöförvaltningen et al, 2000). Isbladskärret är en mycket grund sjö med största djup på knappt 1 m.

Tillrinningsområdet och belastning

Mestadels består tillrinningsområdet av skog och öppen mark (74 %) Området precis runt sjön består av våtmark. På 1700-talet användes området för jordbruksändamål.

Belastningen från området är liten.

Sjökvalitet

Siktdjupet är måttligt. Både halterna av kväve och av fosfor är höga, och syrehalten tidvis låg.

Djur- och växtliv

Isbladskärret har ett mycket rikt djur- och växtliv. Rödlistade arter som påträffats är; snatterand, brunand, mindre hackspett och större vattensalamander, den senaste ingår också i EU:s habitatdirektiv. Även den lokalt/regionalt skyddsvärda skäggdoppingen hittades och den mindre vattensalamandern som är fridlyst.

Övrigt

Friluft- och naturvärdet är mycket stort. Kärret omfattas av strandskydd och ligger på det ekologiskt särskilt känsligt-klassade södra Djurgården.

Tyresåns sjösystem

Sjösystemet är det största sammanhängande systemet av sjöar och vattendrag i Stockholm och upptar stora delar av Storstockholm. Den enda av sjöarna som helt ligger inom kommunen är Flaten. De övriga, Drevviken och Magelungen, delas mellan två eller flera kommuner.



Figur G:3: Karta över Stockholmssjöarna i Tyresåns sjösystem

Drevviken

Drevviken är störst av de tre sjöarna (37 Mm³) i Tyresåns sjösystem som ingår i Stockholms kommun. Sjön delas av fyra kommuner; Stockholm, Tyresö, Haninge och Huddinge. Liksom för Magelungen förbättrades vattenkvaliteten i Drevviken i och med Huddinge reningsverks nedläggning och avloppets omdirigering till Henriksdal. Drevviken utsattes 1864 för en omfattande sjösänkning och idag är största djupet 15,2 m och omsättningstiden 10-11 månader.

Tillrinningsområdet och belastning

Till Stockholm hör cirka 20 % av tillrinningsområdet. Majoriteten av markanvändningen utgörs av bebyggelse. Därefter kommer skogsmark. Det skall också nämnas att flertalet industrier finns i området.

Det är bebyggelsen som bidrar med den största delen näringsämnen och tillflödet från Forsån (30 Mm³) bidrar med 40 % av fosforbelastningen. I tillrinningområdet södra del finns många enskilda avlopp. Internbelastning av fosfor förekommer i de djupare delarna av sjön men graden av denna är okänd.

Som i de flesta sjöars tillrinningsområde är källan till zink och koppar vägar och flerfamiljshus. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Sjö kvalitet

Siktdjupet är mycket litet och halterna fosfor och kväve är mycket höga respektive höga. Syreförhållandena i sjöns nordvästra del är bra, dock är bakterietalen på Stockholms bad i Drevviken förhöjda.

Halterna av tungmetaller i sedimenten är måttligt höga.

Mycket höga halter av kobolt, bly, nickel och kadmium i grundvattnet vid tippen i Sköndal. I grundvattnet vid Nynäsvägen/Tyresövägen har höga halter av zink och bekämpningsmedlet triazin hittats. Den isälvsavlagring som ligger i Drevviken har god grundvattenkvalitet.

Djur- och växtliv

Flera lokalt/regionalt skyddsvärda arter häckar vid Drevviken; skäggdopping, fisktärna, skrattmåsar. Den rödlistade silltruten förekommer också.

Många fridlysta groddjur hittades också vid inventeringen 1996 (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Djur- och växtlivet bedöms som rikt.

Övrigt

Delar av Drevviken går under strandskyddet och lite större delar är klassade som ekologisk särskilt känsliga. Naturvärdet är mycket stort och friluftsvärdet är stort. Sportfiske upplåts via bl.a. sportfiskekortet.

Nackasjöarna

Hela Sicklaåns sjösystem omfattar sjöarna Ulvsjön, Söderbysjön, Dammtorpssjön, Källtorpssjön, Järlassjön, Sicklasjön och Ältasjön. De två sista är dock de enda i systemet som delvis är inom Stockholm kommuns gränser. Den andra delen av de två sjöarna tillhör Nacka kommun.



Figur G:4: Karta över de två sjöarna i Sicklaåns sjösystem som är på Stockholm kommuns gränser

Ältasjön

Ältasjön är den första av sjöarna i Sicklaåns sjösystem med en omsättningstid på 1,8 år. Sjövolymen är 2,71 Mm³ och största djupet är 5,0 m. (Miljöförvaltningen et al, 2000)

Tillrinningsområdet och belastning

Mer än hälften av sjöns tillrinningsområde består av skogsmark och öppen mark. De andra stora markanvändningarna är bebyggelse och vägar. Drygt två kilometer av Tyresövägen ingår i tillrinningsområdet och stryker tätt förbi Ältasjön.

Mest kväve bidrar enfamiljsfastigheterna med som också bidrar med fosfor tillsammans med vägarna.

Sjö kvalitet

Oftast är sjön omblandad under sommaren och syrebrist uppmäts bara vissa år i bottenvattnet. Det är mer vanligt med syrebrist på vintern. På sommaren är det mycket höga fosforhalter och höga kvävehalter och skitdjupet är mycket litet. Bakteriehållningen är vanligtvis

låg. Organiska miljögifter och tungmetaller uppmättes bara i låga halter i sedimenten under provtagningen 1997 (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Djur- och växtliv

Rikt växt- och djurliv. Rödlistade arter som påträffats vid sjön; svarthakedopping, salskrake, brunand och mindre hackspett.

Lokalt/regionalt skyddsvärda arter: Skäggdopping och enkelbeckasin. Den fridlysta vanliga grodan har också påträffats.

Övrigt

Stort natur- och friluftsvärde. Älta sjön är den enda sjön i Stockholm i vilken vattenskidåkning är tillåten och ingår i Sportfiskekortet.

Sicklasjön

Av Sicklasjön förfogar Stockholms kommun endast över den södra delen och Nacka kommun över resten. Sicklasjön är den sista sjön i en länk bestående av totalt fem sjöar; Ältasjön, Söderbysjön, Dammtorpssjön, Järlasjön och Sicklasjön. Sicklasjöns största djup är 5,4 m och den totala sjövolymen är 466 000 m³. Omsättningstiden i sjön är mycket kort, 0,1 år.

Tillrinningsområdet och belastning

Tillrinningsområdets norra del består huvudsakligen av bebyggelse och den södra av skogsmark. Från den norra delen leds också fem dagvattenutsläpp till Sicklasjön. En relativ stor yta med förorenad mark finns också inom tillrinningsområdet, Hammarbybacken, en gammal tipp.

Näringsämnen i det ytavrinnande vattnet kommer främst från bebyggelsen norr om sjön men 80 % av den totala fosforbelastningen kommer från de andra sjöarna. Den nedlagda Hammarbytippen beräknas bidra med både koppar och zink.

Sjökvalitet

Sjön har höga kvävehalter och mycket höga fosforhalter. Svavelväte förekommer då och då i bottenvattnet. Siktdjupet är litet och bakteriehalten låg.

I sedimenten är halterna av kvicksilver, koppar och zink höga. Även PCB i höga halter har hittats i ytsedimenten.

Halterna föroreningar i grundvattnet vid Hammarby-backen bedöms som måttliga.

Djur- och växtliv

Både djur- och växtlivet är rikt och bl.a. den stora fladdermusen som är lokalt/regionalt skyddsvärd har registrerats i området. Vanlig padda och åkergroda verkar också trivas i området, båda fridlysta.

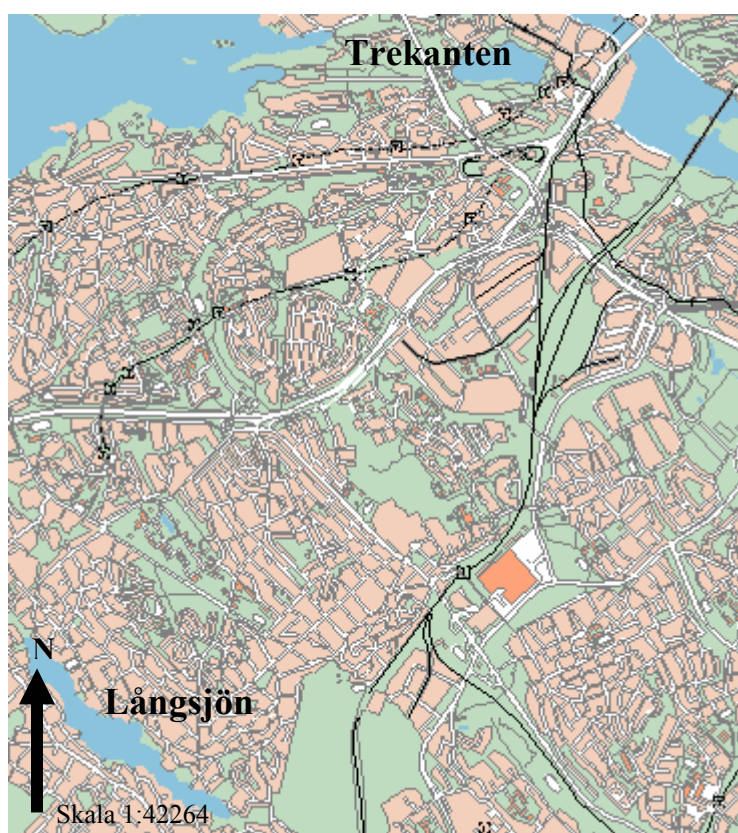
Tickan kromporing, rödlistad har även den påträffats i fuktlövskogen söder om Lilla Sickla gård.

Övrigt

Stranden omfattas av strandskydd och en del av den södra stranden är klassade som ekologiskt särskilt känsliga. Fiske via sportfiskekortet.

Övriga sjöar

Till skillnad från de flesta sjöarna i Stockholms kommun ingår inte Långsjön och Trekanten i något sammanhängande sjösystem och har heller aldrig gjort det. De är båda helt avskilda från varandra och andra sjöar.



Figur G:5: Karta över de övriga sjöarna inom och på Stockholm kommuns gränser

Trekanten

Trekanten är en 570 000 m³ stor parksjö i sydvästra Stockholm. Största djupet är 7,0 m och omsättningstiden för sjön för 3,1 år.

Tillrinningsområdet och belastning

Närmast runt om sjön är det parkmark och sammanlagt består området av knappt 50 % genomsläpplig mark. Flerfamiljshus utgör en betydande del av tillrinningsområdet. Essingeleden som är Sveriges mest trafikerade väg löper förbi på sjöns sydvästra del och på

den sydöstra sidan går Södertäljevägen, också den stark trafikerad. Dagvattnet från Essingeleden passerar dock en lamelloljeavskiljare innan det släpps ut i sjön, men reningseffekten är endast drygt 10 % med avseende på olja och 9-14 % beträffande metaller (Miljöförvaltningen et al, 2000).

Det är just trafiken och bebyggelsen som bidrar med mest föroreningar. Koppar och zink kommer i huvudsak från byggnadsmaterial.

Sjö kvalitet

Vattenmassan är skiktad både sommar och vinter och siktdjupet är litet.

Sjön har mycket höga halter fosfor och måttligt höga kvävehalter i ytvattnet

Förorening av bakterier förekommer men vanligtvis är det låga bakteriehalter.

Tungmetallhalterna i sedimenten är höga till mycket höga, även PAH förekommer i samma halter.

Grundvattnet är förorenat med förhöjda halter tungmetaller, koliforma bakterier och närsalter.

Djur- och växtliv

Normalt djur- och växtliv. Skäggdoppingen som är lokalt/regionalt skyddsvärd finns dock inom området.

Övrigt

Stort friluftsvärde och måttligt naturvärde. Fiske är tillåtet om man besitter Sportfiskarnas Trekanten-kort.

Långsjön

Långsjön är den sjö i Stockholm först blev objekt för olika restaureringsförsök. Detta p.g.a. att avloppsvatten under en lång tid orenat släpptes ut i sjön vilket ledde till igenväxning.

Långsjöns sjövolym uppgår till 617 000 m³, största djupet till 3,3 m och omsättningstiden är 9-10 månader.

Tillrinningsområdet och belastning

Tillrinningsområdet delas av Huddinge och Stockholms kommun (30 %) (Miljöförvaltningen et al, 2000). Den stora majoriteten av marken utnyttjas till enfamiljshus. Resterande del utgörs av skogsmark och öppen mark samt vägar.

Enfamiljshusen och vägarna är de största källorna till näringsämnen och metaller, men även den bräddning som ibland sker bidrar med fosfor.

Sjö kvalitet

Långsjön har extremt höga fosforhalter och kvävehalterna är mycket höga. Kvävet är sannolikt det tillväxtbegränsande näringsämnet. Sjön är skiktad under vintern och syrebrist samt svavelväte är vanligt i stora delar av vattenmassan. Siktdjupet är mycket litet och bakteriehalterna oftast låga.

Mycket höga halter koppar i ytsedimenten och låga halter arsenik, kadmium och bly.

Djur och växtliv

Långsjöns djur- och växtliv är rikt. Den rödlistade brunanden finns i området likaså de lokalt/regionalt skyddsvärda fisktärnan och skäggdoppingen. Vanlig groda och vanlig padda samt vattensalamander som alla är fridlysta är också sannolikt att stöta på vid Långsjön.

Övrigt

Både friluftsliv och naturvärdet bedöms som måttligt. Stranden klassas som ekologiskt särskilt känslig. Fiske tillåts via sportfiskekortet.